



DECKBLATT

	Projekt	PSP-Element	Obj. Kenn.	Aufgabe	UA	Lfd.-Nr.	Rev.
	N A A N	N N N N N N N N N N	N N N N N N	X A A X X	A A	N N N N	N N
EU 076.1	9K	324.34		EG	RB	0004	00

Titel der Unterlage: Langzeitsicherheitsanalyse des Endlagers Konrad Radionuklidausbreitung in der Nachbetriebsphase	Seite:
	Stand: 11/1986

Ersteller: GSF	Textnummer:
--------------------------	-------------

Stempelfeld:

PSP-Element TP. 9K/2:1285	zu Plan-Kapitel: 3.9
---------------------------	----------------------

	PL	PL
	Für Unterschrift	Freigabe im Projekt

Diese Unterlage unterliegt samt Inhalt dem Schutz des Urheberrechts sowie der Pflicht zur vertraulichen Behandlung auch bei Beförderung und Vernichtung und darf vom Empfänger nur für den angegebenen Zweck, vervielfältigt und Dritten zugänglich gemacht werden. Eine andere Verwendung und Weitergabe bedarf der ausdrücklichen Zustimmung der PTB.

Revisionsblatt



EU 076.1	Projekt	PSP-Element	Obj. Kenn.	Aufgabe	UA	Ltd. Nr.	Rev.
	N A A N	N N N N N N N N N N	N N N N N N	X A A X X	A A	N N N N	N N
	9K	324.34		EG	RB	0004	00

Titel der Unterlage: Langzeitsicherheitsanalyse des Endlagers Konrad: Radionuklidausbreitung in der Nachbetriebsphase	Seite: <div style="text-align: center; font-size: 1.2em;">II.</div>
	Stand: <div style="text-align: center;">11/1986</div>

Rev.	Revisionsst. Datum	verant. Stelle	Gegenzeichn. Name	rev. Seite	Kat. *)	Erläuterung der Revision

*) Kategorie R = redaktionelle Korrektur
 Kategorie V = verdeutlichende Verbesserung
 Kategorie S = substantielle Änderung
 Mindestens bei der Kategorie S müssen Erläuterungen angegeben werden.

1-3

(A)

76.1

OS 1105

Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung mbH München
Institut für Tief Lagerung

LANGZEITSICHERHEITSANALYSE
DES ENDLAGERS KONRAD:

RADIONUKLIDAUSBREITUNG IN
DER NACHBETRIEBSPHASE

TA-Nr. 2242.03

November 1986

Verfasser:



Der Bericht wurde im Auftrag der Physikalisch-Technischen Bundesanstalt (PTB) erstellt. Die PTB behält sich alle Rechte vor. Insbesondere darf dieser Bericht nur mit Zustimmung der PTB zitiert, ganz oder teilweise vervielfältigt bzw. Dritten zugänglich gemacht werden.

INHALTVERZEICHNIS

1	EINLEITUNG
2	BESCHREIBUNG DES ENDLAGERSYSTEMS
2.1	Standort
2.1.1	Bodenverhältnisse und landwirtschaftliche Nutzung
2.1.2	Klimatische Verhältnisse
2.1.3	Zusammenfassende Bewertung
2.2	Geologische Situation
2.2.1	Hydrologie
2.2.2	Geologie
2.3	Grubengebäude
2.3.1	Übersicht über das Grubengebäude
2.3.2	Resthohlraumvolumen im Grubengebäude
2.3.3	Sorbensmasse im Grubengebäude
2.4	Einzulagernde Abfälle
2.4.1	Berücksichtigte Radionuklide
2.4.2	Inventare der Radionuklide
2.4.3	Inventare inaktiver Nuklide
2.4.4	Zementvolumen und Hohlraum der Gebinde
3	SZENARIEN

- 4 VORGÄNGE IM GRUBENGEBÄUDE
 - 4.1 Wasserzutritt in das Grubengebäude
 - 4.1.1 Wasserzutritt beim Ventilationstest
 - 4.1.2 Wassermengenbilanz der Grube
 - 4.1.3 Analytische Abschätzung der Zuflußrate
 - 4.1.4 Abschätzung der Auffülldauer
 - 4.1.5 Ausgleich der Druckabsenkung
 - 4.1.6 Beginn der Freisetzung aus dem Grubengebäude
 - 4.2 Durchströmung des Grubengebäudes
 - 4.2.1 Durchströmung des Endlagerbereichs
 - 4.2.2 Durchströmung des Streckensystems
 - 4.2.2.1 Anströmung quer zur Streckenachse
 - 4.2.2.2 Anströmung längs zur Streckenachse
 - 4.2.3 Durchströmung der Einlagerungsfelder
 - 4.3 Chemisches Milieu
 - 4.4 Mobilisierung aus Abfallgebinden
 - 4.4.1 Ausfall der Behälter
 - 4.4.2 Mobilisierung aus der Abfallmatrix
 - 4.5 Ausfällung und Sorption von Radionukliden
 - 4.5.1 Ausfällung
 - 4.5.2 Sorption

- 5 VORGÄNGE IM DECKGEBIRGE
 - 5.1 Pysikalische Grundlagen
 - 5.2 Rechenprogramm SWIFT
 - 5.3 Beschreibung des Grundwassermodells

- 5.3.1 Randbedingungen
- 5.3.2 Diskretisierung des Modellgebiets
- 5.3.3 Übertragung der geologischen Verhältnisse in das Modell
- 5.3.4 Hydraulische Eingangsdaten
- 5.4 Ergebnisse
- 5.4.1 Oberflächennahe Grundwasserbewegung
- 5.4.2 Geschwindigkeitsfelder
- 5.4.3 Stromlinien
- 5.4.4 Ausbreitungsgebiete
- 5.4.5 Überprüfung des Modells
- 5.5 Sorption im Deckgebirge

6 VORGÄNGE IN DER BIOSPHÄRE

- 6.1 Ingestion von Trinkwasser
- 6.2 Kontamination von pflanzlichen Nahrungsmitteln
 - 6.2.1 Radionuklidaufnahme durch das Blattwerk
 - 6.2.2 Radionuklidaufnahme durch das Wurzelwerk
- 6.3 Kontamination tierischer Nahrungsmittel
- 6.4 Kontamination von Nahrungsmitteln durch Kohlenstoff-14
- 6.5 Kontamination von Fisch
- 6.6 Verzehrsgewohnheiten
- 6.7 Dosisfaktoren
- 6.8 Ergebnisse

7 MODELLRECHNUNGEN ZUR NUKLIDAUSBREITUNG

- 7.1 Barrierensystem des Grubengebäudes
- 7.2 Modellierung und Berechnung der Freisetzung aus dem Grubengebäude

- 7.2.1 Das Mobilisierungsmodell MOBZ6
- 7.2.2 Das Barrierenmodell VQUELLE1
- 7.2.3 Ablauf der Freisetzungsrechnung
- 7.2.4 Eingangsdaten für die Freisetzungsrechnung
- 7.3 Modelle für die Radionuklidausbreitung im Deckgebirge
 - 7.3.1 Grundwasserbewegung in den Ausbreitungsgebieten
 - 7.3.1.1 Grundwasserbewegung im Modell für Szenario Ia
 - 7.3.1.2 Grundwasserbewegung im Modell für Szenario Ib
 - 7.3.1.3 Grundwasserbewegung im Ausbreitungsgebiet für Szenario Ic
 - 7.3.2 Modellierung der Diffusion und Dispersion
 - 7.3.2.1 Dispersion in Strömungsrichtung
 - 7.3.2.2 Dispersion quer zur Strömungsrichtung
 - 7.3.2.3 Diffusion
 - 7.3.3 Festlegung von Sorptionsdaten
 - 7.3.4 Ausbreitung im Quartär
 - 7.3.4.1 Quartäre Grundwasserbewegung im Gebiet Groß Gleidingen
 - 7.3.4.2 Quartäre Grundwasserbewegung in der Gegend Calberlah
 - 7.3.5 Auswahl von Nukliden für die Ausbreitungsrechnungen
- 7.4 Ergebnisse der Berechnungen
 - 7.4.1 Ergebnisse zum Grubengebäude
 - 7.4.1.1 Freisetzungsmengen
 - 7.4.1.2 Maximale Nuklidkonzentration
 - 7.4.1.3 Freisetzungsverläufe
 - 7.4.1.4 Wirkung der Ausfällung und der Sorption
 - 7.4.1.5 Parametervariationen zum Grubengebäude
 - 7.4.2 Ergebnisse zum Deckgebirge
 - 7.4.2.1 Vorgehensweise bei der Durchführung der Ausbreitungsrechnung
 - 7.4.2.2 Konzentrationsverteilung in den Ausbreitungsgebieten zu verschiedenen Zeiten

- 7.4.2.3 Maximale Radionuklidkonzentrationen entlang der Ausbreitungswege
- 7.4.2.4 Radionuklidkonzentrationen im quartären Grundwasser für Szenario Ia
- 7.4.2.5 Radionuklidkonzentrationen im quartären Grundwasser für Szenario Ib
- 7.4.2.6 Ergebnisse für das Szenario Ic
- 7.4.2.7 Parametervariationen für die Ausbreitung im Deckgebirge
- 7.4.3 Radiologische Konsequenzen

Literaturverzeichnis

Abbildungsverzeichnis

Tabellenverzeichnis

Anhang A: Geologische Schnitte

Anhang B: Geschwindigkeitsfelder und Druckverteilungen für Rechnungen der Varianten 1 und 2

1 EINLEITUNG

Die Aufgabe eines Endlagers für radioaktive Abfälle ist die sichere Isolierung der eingelagerten Radionuklide von der Biosphäre. Inwieweit ein Endlager diese Aufgabe über lange Zeiten erfüllt, wird in der Langzeitsicherheitsanalyse untersucht.

Zu Beginn einer Langzeitsicherheitsanalyse werden verschiedene Entwicklungsmöglichkeiten eines Endlagersystems hinsichtlich einer Radionuklidfreisetzung in die Biosphäre analysiert. Ereignissequenzen, in deren Verlauf es zu einer Ausbreitung von Radionukliden und ihrer Freisetzung in die Biosphäre kommt, werden als Szenarien definiert. Für solche Szenarien werden die Strahlenexpositionen in der Biosphäre ermittelt.

Für das geplante Endlager im ehemaligen Eisenerzbergwerk KONRAD sind verschiedene Szenarien denkbar, die in Kapitel 3 vorgestellt werden. Zur Abschätzung der radiologischen Konsequenzen wird eine Szenariengruppe betrachtet, für die drei Szenarien entsprechend den drei möglichen Ausbreitungswegen ausgewählt werden.

Zur Ermittlung der radiologischen Konsequenzen eines Szenarios werden die möglichen Vorgänge bei der Ausbreitung der Radionuklide im Grubengebäude, im Deckgebirge und in der Biosphäre untersucht. Für relevante Vorgänge werden die Modellansätze und die zugehörigen Daten erarbeitet. Die Anwendbarkeit der vorhandenen Rechenprogramme auf die entwickelten Modellansätze wird geprüft und gegebenenfalls durch Erweiterungen sichergestellt.

Für die ausgewählte Szenariengruppe werden folgende Vorgänge betrachtet: Im Grubengebäude wird der Zutritt von Wässern in die Resthohlräume

des Grubengebäudes und die Durchströmung nach erfolgtem Druckaufbau untersucht. Unter Berücksichtigung des chemischen Milieus werden die Mobilisierung von Radionukliden aus Abfallgebänden und die Rückhaltung im Grubengebäude durch Ausfällung und Sorption behandelt. Für das Deckgebirge werden die Bewegung des Grundwassers in einem Modellgebiet untersucht und mögliche Ausbreitungswege für die Radionuklide identifiziert. Bei dem Nuklidtransport durch das Deckgebirge werden Diffusion, Dispersion und Sorptionsvorgänge betrachtet. Für die Biosphäre werden die möglichen Ausbreitungspfade des kontaminierten Grundwassers bis zum Menschen untersucht. Neben der direkten Zufuhr mit dem Trinkwasser sind dies die Viehtränke mit dem anschließenden Verzehr von Fleisch und Milch, der Verzehr von Fisch und die Beregnung von Pflanzen mit anschließendem Verzehr durch Mensch und Vieh. Die durchgeführten Arbeiten bezüglich der Vorgänge bei der Nuklidausbreitung sind in den Kapiteln 4 bis 6 dargestellt.

Der Zeitrahmen, der in dieser Langzeitsicherheitsanalyse zu betrachten ist, erstreckt sich über viele Millionen Jahre. In Unkenntnis der zukünftigen Entwicklung liegen den Modellbetrachtungen die heutigen geologischen und klimatischen Verhältnisse sowie die derzeitigen Ernährungsgewohnheiten zugrunde.

Nach Abschluß des Projekts Sicherheitsstudien Entsorgung /1/ liegen die Rechenprogramme EMOS /2/ für das Grubengebäude und SWIFT /3/ für das Deckgebirge vor. Das Programm EMOS ist für ein Grubengebäude im Salz entwickelt worden und mußte für die Verhältnisse in einem Erzlager entsprechend umgestellt werden. Das Programm SWIFT wurde in der vorliegenden Version eingesetzt. Zur Ermittlung der resultierenden Strahlenexposition wird die Allgemeine Berechnungsgrundlage (Richtlinie zu § 45 StrlSchV) /4/ mit entsprechenden endlagerbezogenen Modifikationen angewendet.

Die durchgeführten Berechnungen unter Verwendung der genannten Rechenprogramme und die erzielten Ergebnisse sind in Kapitel 7 erläutert.

2 BESCHREIBUNG DES ENDLAGERSYSTEMS

Gegenstand der Langzeitsicherheitsanalyse eines Endlagers sind die folgenden drei Hauptkomponenten: das Grubengebäude mit den eingelagerten Abfällen, die geologischen Formationen des Deckgebirges und die Biosphäre in der weiteren Umgebung des Standortes. Hierauf wird in den folgenden Unterkapiteln in dem Detaillierungsgrad eingegangen, wie es zum Verständnis einer Sicherheitsanalyse erforderlich ist.

2.1 STANDORT

Der Standort des geplanten Endlagers KONRAD liegt im südöstlichen Niedersachsen zwischen Braunschweig und Salzgitter im Übergangsbereich vom norddeutschen Tiefland zum mitteldeutschen Bergland. Die weitere Umgebung des Standortes im Hinblick auf eine Radionuklidenausbreitung ist der Raum Braunschweig sowohl südlich als auch nördlich des Mittel-landkanals. Das betrachtete Gebiet steigt leicht von Norden nach Süden an, zeigt aber nur eine geringe orographische Gliederung.

Die Strahlenexpositionen entstehen bei den betrachteten Szenarien als Folge einer Kontamination des oberflächennahen Grundwassers. Bezüglich der Nutzung des Grundwassers sind neben der Verwendung als Trinkwasser die Beregnung von Kulturpflanzen, die Viehtränke und die Fischzucht zu betrachten. Während Trinkwassernutzung, Viehtränke und Fischzucht unabhängig von den Standortgegebenheiten behandelt werden können, hängt die Beregnung von den Boden- und Klimaverhältnissen ab. Diese werden in den folgenden Unterkapiteln beschrieben.

2.1.1 BODENVERHÄLTNISSE UND LANDWIRTSCHAFTLICHE NUTZUNG

Im Bereich südlich des Mittellandkanals sind hauptsächlich LÖB- und LÖBLEHMBÖDEN /5/ anzutreffen, die sich durch Kalkauswaschung und Tonverlagerung zu Parabraunerden entwickelt haben. Die Tonverlagerung führte teilweise zur Ausbildung von wasserundurchlässigen Schichten im Unterboden, so daß heute im Standortbereich auch Pseudogley-Parabraunerden anzutreffen sind. Diese beiden Bodentypen haben den weitaus größten Anteil an der Bodengemeinschaft des Standorts. Unter dem Einfluß hochstehender Grundwässer entwickelten sich in den Niederungen vereinzelt auch Gleye und Niedermoore.

Die Parabraunerden und die vom Stauwasser durch Dränierung befreiten Pseudogley-Parabraunerden bieten aufgrund ihres guten Speichervermögens für Wasser und Nährstoffe die besten Voraussetzungen für intensiven Ackerbau. Demzufolge werden ca. 75 % der Standortumgebung landwirtschaftlich genutzt /6/, während die forstwirtschaftliche Nutzfläche in diesem Gebiet nahezu bedeutungslos ist. Mehr als 90 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche dient dem Ackerbau. Grünland findet sich nur auf den nicht oder nur bedingt ackerfähigen Gleyen oder Niedermooren der Niederungen. Auf etwa 5 % der landwirtschaftlichen Nutzflächen werden gärtnerische Kulturen angebaut.

Die günstigen Bodenverhältnisse am Standort ermöglichen grundsätzlich den Anbau aller Feldfrüchte des mitteleuropäischen Klimaraums. Derzeit werden hauptsächlich Weizen und Zuckerrüben kultiviert. Die dabei erzielten Erträge liegen deutlich über dem Landesdurchschnitt und spiegeln das hohe Ertragspotential dieser Böden wider.

Aufgrund des geringen Grünlandanteils und des intensiven Anbaus von Zuckerrüben und Weizen hat die Tierhaltung nur geringe Bedeutung. Der Viehbesatz (Verhältnis aus der Zahl der Tiere und der landwirtschaftlich genutzten Fläche) ist etwa um einen Faktor 3 bis 4 kleiner als im Landesdurchschnitt /6/.

Im Bereich nördlich des Mittellandkanals sind sandige Böden anzutreffen, deren Speichervermögen für Wasser- und Nährstoffe deutlich geringer ist als das der Böden südlich des Mittellandkanals. Dementsprechend hat die Grünland- und Waldnutzung eine größere Bedeutung /5/.

2.1.2 KLIMATISCHE VERHÄLTNISSE

Die Standortregion gehört zum nördlichen Harzvorland und liegt in der Übergangszone von rein maritimem zu kontinentalem Klima. Im Rahmen dieser Sicherheitsanalyse sind die klimatischen Verhältnisse der Standortregion vor allem im Hinblick auf die Beregnungsbedürftigkeit der Kulturpflanzen von Bedeutung, da die Beregnung mit radioaktiv kontaminiertem Wasser zur Kontamination der erzeugten Nahrungsmittel und somit zu einer Strahlenexposition des Menschen führen kann.

Die Höhe der für ein optimales Pflanzenwachstum notwendigen Zusatzberegnung hängt von vielen Faktoren ab. Die wichtigsten Einflußgrößen sind die Lufttemperatur, die Menge der Niederschläge sowie deren zeitliche Verteilung. Die Wasserversorgung der Pflanzen durch natürliche Niederschläge ist gesichert, wenn etwa pro 1 °C monatlicher Durch-

schnittstemperatur 5 mm Regen in einigermaßen gleicher Verteilung fallen /7,8/. Beurteilt man die Beregnungsbedürftigkeit der Standortregion anhand dieser Faustregel, so ergibt sich für die Zeit von Mai bis September ein Niederschlagsdefizit von ca. 75 mm. Dabei liegen die langjährigen Messungen (1961-1980) des deutschen Wetterdienstes der etwa 13 km von der Schachtanlage gelegenen Wetterstation Braunschweig-Völkenrode zugrunde (Tabelle 2-1).

MONAT	DURCHSCHNITTS- TEMPERATUR in °C	ERRECHNETER WASSERBEDARF in mm	NIEDERSCHLAG in mm	NIEDER- SCHLAGS- DEFIZIT in mm
April	7,7	39	51	-
Mai	12,3	62	62	-
Juni	15,9	80	69	11
Juli	16,9	85	62	23
August	16,8	84	66	18
September	13,8	69	46	23
Summe				75

Tab. 2-1: Niederschläge und Temperaturen im nördlichen Harzvorland

Seit 1978 werden direkt am Standort der Schachtanlage KONRAD Wetterdaten erfaßt /6/. Aufgrund dieser vorläufigen Meßergebnisse läßt sich für die unmittelbare Umgebung ein Niederschlagsdefizit pro Vegetationsperiode von 80-90 mm abschätzen. Betrachtet man ferner die Wetterstatistiken einiger weiter entfernt liegender Wetterstationen (z.B. Wernigerode, Hannover, Kassel, Lüchow) /9/ so ergeben sich auch für diese Stationen Niederschlagsdefizite von 70 - 100 mm.

2.1.3 ZUSAMMENFASSENDE BEWERTUNG

Aus den klimatischen Gegebenheiten des Standorts und seiner weiteren Umgebung ergibt sich ein Niederschlagsdefizit während der Vegetationsperiode von etwa 70 - 100 mm. Man kann daher davon ausgehen, daß im langjährigen Mittel durch eine Zusatzberechnung in dieser Höhe die Wasseransprüche der Kulturpflanzen befriedigt werden.

Im Bereich südlich des Mittellandkanals ist die Notwendigkeit zur Beregnung kleiner, da aufgrund des guten Wasserspeichervermögens der Böden ein relativ grosser Teil der Winterniederschläge den Pflanzen zur Verfügung gestellt wird. Im Bereich nördlich des Mittellandkanals ist die Beregnungsbedürftigkeit größer, da die dort anzutreffenden Sandböden nur einen geringen Teil des Niederschlags speichern können.

In Anlehnung an die Allgemeine Berechnungsgrundlage /4/ wird für beide Bereiche von einer Zusatzberegnung von 180 mm/Jahr ausgegangen. Nach den vorangegangenen Überlegungen ist dieser Wert konservativ.

2.2 GEOLOGISCHE SITUATION

Das geplante Endlager KONRAD wird am beschriebenen Standort zwischen 800 und 1300 m unter Gelände errichtet. Es befindet sich in den ca. 100 bis 130 m mächtigen Schichten des Oxfords. Darin ist der Korallenoolith mit dem ehemals abgebauten oolithischen Brauneisenlager enthalten. Diese Schichten werden von Ton- und Tonmergelsteinschichten überlagert, die mehrere hundert Meter mächtig sind. Zur Beschreibung der Grundwasserbewegung werden die geologischen Formationen und hydrologischen Verhältnisse in der Umgebung des Standortes erläutert.

Im Hinblick auf die Grundwasserbewegung im Bereich des Endlagers und der möglichen Ausbreitungswege für Radionuklide wird das Untersuchungsgebiet wie folgt festgelegt: Die südliche Grenze liegt entlang der Wasserscheide auf dem Salzgitter Höhenzug. Die nördliche Grenze ergibt sich aus dem Verlauf der Aller, die für das Modellgebiet als regionaler Vorfluter zu betrachten ist. Die Begrenzung im Westen und Osten orientiert sich an der Lage von Salzstöcken und Wasserscheiden. Im Osten verläuft die Grenze durch Wolfenbüttel, Braunschweig und Calberlah; im Westen durch Salzgitter-Lebenstedt, Lengede und Leiferde.

Die Gesamtfläche des Untersuchungsgebiets beträgt 657 km^2 mit einer West-Ost-Ausdehnung von 13,5 km und einer Nord-Süd-Ausdehnung von etwa 48 km. Eine Darstellung des Untersuchungsgebietes ist in Abbildung 2-1 gegeben.

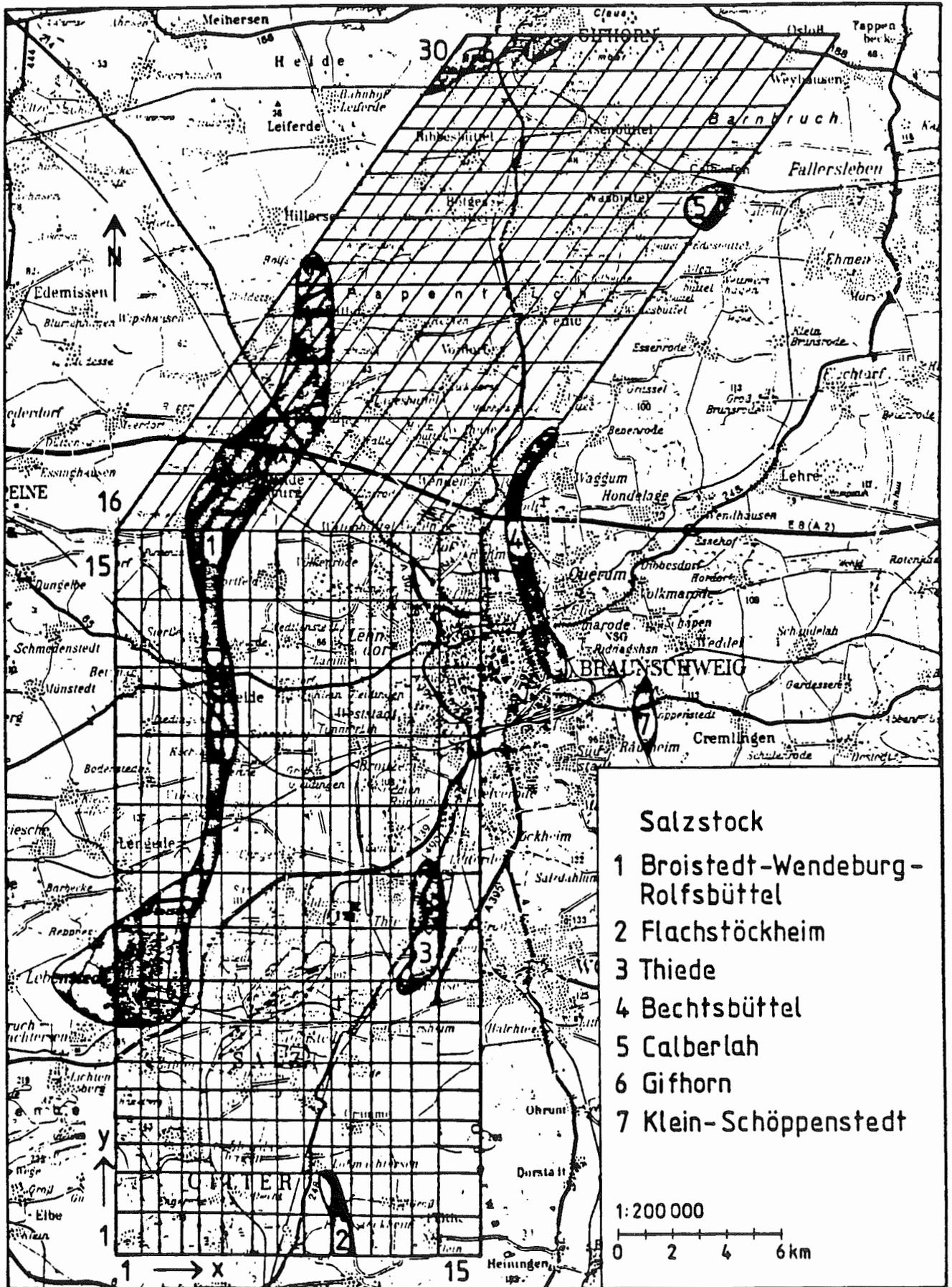


Abb.2-1: Darstellung des Untersuchungsgebiets

2.2.1 HYDROLOGIE

Das Untersuchungsgebiet wird im Süden von den beiden dort entspringenden Vorflutern Fuhse und Aue entwässert. Die Aue ist nördlich der Autobahn in Erse umbenannt und mündet außerhalb des Gebietes in die Fuhse, die in die Aller mündet. Die vom Harz kommende Oker durchfließt das Untersuchungsgebiet in nordwestlicher Richtung und mündet ebenfalls in die Aller. Großräumig gehört der Bereich dem Einzugsgebiet Weser an. Außer den natürlichen Vorflutern verlaufen vier größere Kanäle im Untersuchungsgebiet: Mittellandkanal, Elbe-Seitenkanal, Zweigkanal Salzgitter, Allerkanal. Je nach Lage und Ausbau können die Kanäle Grundwasser aufnehmen oder an den Untergrund abgeben.

Die topographischen Höhen im Untersuchungsgebiet fallen generell von Süden nach Norden ab. An der Aller sind sie mit 50 m am niedrigsten, erhöhen sich bis zum Mittellandkanal auf rund 70 m, um im Salzgitter Höhenzug bis auf maximal 265 m, im Mittel auf 200 müNN, anzusteigen. Entsprechend der Höhenlage ist der Niederschlag im Süden mit rund 650 mm/a am höchsten und mit rund 550 mm/a im Norden am geringsten.

Die Grundwasserneubildung beträgt für den gesamten Bereich bis zu 130 mm/a /10/. Für die landwirtschaftlich genutzten Löß- und Lößlehm Böden im Südteil wurden Werte zwischen 90 und 130 mm/a berechnet, die sich bei Waldbedeckung auf 40 bis 70 mm/a verringern /10/. Auch an den Höhenzügen im Süden sind auf Grund des steileren Reliefs und deshalb verstärkten Oberflächenabflusses keine höheren Neubildungsraten zu erwarten. In den Talniederungen, besonders der Aller, ist wegen des geringen Flurabstands keine Neubildung anzunehmen. Grundwasserabflußberechnungen mit Hilfe von Niedrigwasseranalysen für die Vorfluter führen wegen der starken anthropogenen Eingriffe im unmittelbaren Standortbereich zu keinem sinnvollen Ergebnis /10/.

Die Grundwasserspiegelhöhen steigen entsprechend dem Relief von Norden nach Süden von 55 bis 140 müNN an (/10/ und /11/). Bei fehlenden Angaben wurde entsprechend der topographischen Höhe interpoliert, so daß z.B. im Salzgitter Höhenzug Werte von 200 m angesetzt wurden. Es ergibt sich eine generell nach Norden gerichtete Bewegung des Grundwassers, die aber abhängig vom Relief und der Lage der Vorfluter auch gegensätzlich verlaufen kann. So fließt das Grundwasser im Bereich nördlich des Mittellandkanals (Wasserspiegel 65 müNN) nach Süden auf den Kanal zu. In den vorgegebenen Grundwasserhöhengleichenplänen sind die Absenkungen durch derzeitige Grundwasserentnahmen berücksichtigt.

Im Untersuchungsgebiet sind mehrere Grundwasserstockwerke ausgebildet. Das Quartär bildet zusammen mit tertiären und oberkreidezeitlichen Sedimenten das oberflächennächste Stockwerk. Dieses ist örtlich durch die Einschaltung schluffig-toniger Sedimente weiter unterteilt. Der Übergang von niedrig zu höher mineralisiertem Grundwasser beginnt etwa 100 m unter Gelände. In der Umgebung von Salzstöcken ist stärker mineralisiertes Wasser auch oberflächennah anzutreffen.

2.2.2 GEOLOGIE

Das Untersuchungsgebiet ist Teil des früher "Gifhorner Trog" bezeichneten Randsenkensystems östlich der Salzstöcke Broistedt, Rolfsbüttel-Wendeburg und Gifhorn. Der Verlauf der Salzstöcke und Randsenken folgt der rheinischen Streichrichtung (NNE-SSW). Die Randsenken werden durch herzynisch (WNW-ESE) streichende tektonische Querelemente untergliedert.

Als Grundlage der Modellierung der Grundwasserbewegung wird der geologische Aufbau vereinfacht dargestellt. Es handelt sich um eine Wechselfolge von mächtigen, sehr gering durchlässigen mit durchlässigeren Formationen von geringerer Mächtigkeit. Schichten mit sehr geringer Durchlässigkeit werden im folgenden kurz als Nichtleiter bezeichnet. Da der Mittlere Muschelkalk nahezu undurchlässige Salzgesteine enthält, wird die Schichtenfolge vom Quartär bis zur Basis des Oberen Muschelkalk in das Modell einbezogen. Eine zusammenfassende Darstellung ist in Tabelle 2-2 enthalten. Die hydraulischen Leitfähigkeiten und Porositäten werden in Kapitel 5 erläutert. Die Verbreitung und Mächtigkeiten der Schichtglieder sind aus Tiefenlinienplänen /11/ abgeleitet und in Anhang A als vertikale Schnitte dargestellt.

Der Obere Muschelkalk ist klüftig ausgebildet und wird als guter Grundwasserleiter betrachtet. Die Mächtigkeit wird konstant mit 60 m angenommen. Darüber folgen der Untere und Mittlere Keuper mit vorwiegend Ton- und Mergelsteinen, die als Nichtleiter angesehen werden. Vernachlässigt wird eine im Mittleren Keuper liegende 20-25 m dicke Feinsandsteinschicht. Der Obere Keuper oder Rhät ist ein fein- bis mittelkörniger Sandstein. Dieser Porenwasserleiter hat eine mittlere Mächtigkeit von 60 m.

Die Ton- und Tonmergelsteine des Lias und Dogger bis einschließlich Bajocium werden als Nichtleiter zusammengefaßt. Die geringmächtigen Feinsandsteine an der Basis des Lias bleiben ebenso unberücksichtigt wie Sandsteine im Dogger B (oberes Aalenium). Der Cornbrash-Sandstein im Bathonium wird als nächstfolgender Wasserleiter mit einer konstanten Mächtigkeit von 30 m berücksichtigt. Die Wasserbewegung findet im Cornbrash teils im Porenraum, teils auf Klüften statt. Die hangenden Ton- und Mergelsteine des restlichen Dogger sind als Nichtleiter eingestuft.

SYSTEM	SERIE	STUFE	ABK. IN DEN SCHNITTEN	SCHICHT- MÄCHTIGKEIT in m	VORHERRSCHENDE GESTEINSART ODER SCHICHTBEZEICHNUNG	WASSERWEGSAMKEIT
QUARTÄR			q	0 - 100	Sande, Kiese, Geschiebemergel	Porenwasserleiter
TERTIÄR			t	0 - 150	tonige Sande	Porenwasserleiter
KREIDE	Oberkreide	Santon Coniac Turon Cenoman	E kro	0 - 500 0 - 300	Emscher Mergel mergelige Tone und Mergel Plänerkalke a.d. Basis 40 m, Mergelkalke	} Geringleiter } Kluftwasserleiter
	Unterkreide	Alb Apt Barrême Hauterive Valendis Wealden		HI kru		
JURA	Malm	Portland (Münder Mergel) Kimmeridge	jo	200 - 900	Ton- und Mergelsteine. Ton- und Mergelsteine mit Anhydrite	} Geringleiter
		Oxford				
	Dogger	Callovium Bathonium Bajocium Aalenium	c	60 - 400 30	Ton- und Mergelsteine Cornbrash-Sandstein Tonmergelsteine Sandsteinhorizont Ton- und Mergelsteine	} Nichtleiter } Wasserleiter z.T. } klüftig } Nichtleiter
Lias		200 - 900			Ton- und Mergelsteine an der Basis Feinsandsteine	
TRIAS	Keuper	Oberer Keuper (Rhät) Mittlerer Keuper	ko	60	Sandsteine	Porenwasserleiter
		Unterer Keuper		60 - 600	Ton- und Mergelsteine mit 20-25 m Feinsandstein Mergel	} Nichtleiter
	Muschelkalk	Oberer Muschelkalk	mo	60	Kalksteine	Kluftwasserleiter

Tab. 2-2: Schichtenfolge im Modellgebiet (vgl. Schnitte im Anhang A)

Die folgenden bis 13 m mächtigen Heersumer Schichten und der bis 130 m mächtige Korallenoolith in der untersten Stufe des Malm, dem Oxford, werden zusammengefaßt. Sie werden im südlichen Untersuchungsgebiet bis zum Mittellandkanal mit wechselnden Schichtmächtigkeiten angegeben, die aus dem Verlauf der Basis des Kimmeridge resultieren. Nördlich des Kanals wird eine konstante Mächtigkeit von 100 m für das Oxford angesetzt. Die Heersumer Schichten setzen sich aus verkieselten Kalksteinen und Tonmergelsteinen zusammen. Der Korallenoolith baut sich aus einer Wechselfolge von oolithischen Kalksteinen mit gelegentlichen sandigen Einschaltungen, Tonmergelsteinen und oolithischen Brauneisenerzen auf. Die Schichten des Oxford werden als gering durchlässiger Kluftwasserleiter betrachtet.

Die Ton- und Tonmergelsteine des Kimmeridge und der Münder Mergel werden als Geringleiter eingestuft. Wealden, als tiefste Stufe der Unterkreide, ist nur im nördlichen Teilgebiet vorhanden und besteht hier überwiegend aus Tonstein mit sandigen Einschaltungen. Es wird deshalb mit dem Kimmeridge und Münder Mergel zusammengefaßt.

Im Untersuchungsgebiet transgrediert die Unterkreide vorwiegend mit dem Hauterive, aber auch mit dem Wealden, über Münder Mergel, Kimmeridge, Oxford und Dogger-Schichten des Oberjura. Die Oberjura-Schichten sind im Bereich der Randsenkenachsen meist vollständig entwickelt. Durch die Schichtverstellung auf den Flanken der Randsenken werden die Jura Schichten von der Unterkreidetransgression gekappt. Die Stufen Valendis bis einschließlich Apt der Unterkreide sind als Ton- und Mergelsteine ausgebildet und als Nichtleiter anzusehen. An der Basis des Alb liegt der nächste Wasserleiter, der Hilssandstein, der nur im Südteil des Gebietes, bis etwa zur Linie Salzgitter-Lebenstedt/Wolfenbüttel, ausgebildet ist. Er weist zunehmende Mächtigkeiten nach Süden hin bis zu maximal 100 m auf. Die restlichen Ton- und Mergelsteine der Unterkreide im Alb gelten einschließlich der 25-35 m mächtigen Flammen-

mergel wieder als Nichtleiter. Nördlich der Verbreitungsgrenze von Hilssandstein ist die Unterkreide einheitlich aus Tonen aufgebaut und stellt so die wesentliche Barriere über dem Einlagerungshorizont dar.

Die Basis der Oberkreide bilden Tonmergelsteine, gefolgt von Kalkmergelsteinen, die mit den Plänerkalken des Cenoman und Turon als mäßig leitende Kluftwasserleiter zusammengefaßt werden. Die Verbreitung der Plänerkalke beschränkt sich auf das Gebiet südlich des Mittellandkanals mit maximalen Mächtigkeiten von 200-300 m.

Die Tonmergelsteine der höheren Oberkreide, des Coniac und Santon, ehemals als "Emscher Mergel" bezeichnet, sind Geringleiter und erreichen im Süden des Untersuchungsgebiets mit bis zu 500 m ihre größte Mächtigkeit. Tertiär ist nur im äußersten Norden des Untersuchungsgebiets vorhanden, wo die gering wasserleitenden tonigen Sande bis zu 150 m Mächtigkeit erreichen. Die darüber folgenden Sande, Kiese und Geschiebemergel des Quartär sind als insgesamt gute Wasserleiter anzusprechen. Die zumeist gering mächtigen Quartär-Schichten erreichen in glazifluviatilen Rinnen Mächtigkeiten von über 100 m.

Die zuvor beschriebenen Schichten sind vorwiegend in der tiefen Unterkreide tektonisch beansprucht worden. Die dieser Beanspruchung zuzuschreibenden Störungen weisen Versetzungsbeträge von wenigen Metern bis zu mehreren hundert Metern auf. Eine erhöhte Durchlässigkeit entlang der Störungsflächen wird nicht angenommen. Fast immer werden durch Verwerfungen die geringmächtigen Wasserleiter gegen die weitaus mächtigeren Nichtleiter versetzt. Verbindungen verschiedener Grundwasserleiter sind z.B. an der Überschiebung von Meine möglich. Auf der südlichen Hochscholle dieser Störung steht Cornbrash-Sandstein an, der möglicherweise den Oxford-Schichten der Nordscholle gegenübersteht. Weiter nördlich, am Graben von Gifhorn-Calberlah, besteht die umgekehrte Situation (siehe hierzu die Schnitte 21, 29 und 30 im Anhang A).

2.3 GRUBENGEBÄUDE

Die Beschreibung des Grubengebäudes basiert auf der standortbezogenen Planung des Endlagerbergwerkes /12/. Die aufzufahrenden Einlagerungskammern werden so dimensioniert, daß Abfallgebinde mit einem Gesamtvolumen von 650 000 m³ eingelagert werden können. Die folgenden Unterkapitel behandeln nach einer Übersicht über das Endlagerbergwerk zwei wesentliche Eingangsparameter für die Sicherheitsanalyse, die aus der Auslegung des Grubengebäudes resultieren. Diese sind das Resthohlraumvolumen des Grubengebäudes und die zur Verfügung stehende Sorbensmasse.

2.3.1 ÜBERSICHT ÜBER DAS GRUBENGEBÄUDE

Der für die Einlagerung vorgesehene Korallenoolith steht im Bereich des Grubengebäudes KONRAD zwischen 800 m und 1300 m Teufe mit einem Einfallen von etwa 20° nach Westen an. Das Grubengebäude umfaßt folgende für den Endlagerbetrieb nutzbare Hohlräume

- Tagesschächte mit Füllorten
- Hauptsohlen, Wendeln und Rampen
- Grubennebenräume
- Einlagerungsfelder

Daneben existieren Hohlräume aus dem früheren Förderbetrieb des Erzbergwerks KONRAD, die mit zwei verschiedenen Abbauverfahren aufgefahren wurden

- schwebender Kammer-Weitungsbau
- Kammer-Pfeilerbau in "Loading-Hauling-Dumping"(LHD)-Technik

Da die Kammer-Weitungsbaue nach der Auffahrung mit Spülversatz versetzt wurden, werden die entsprechenden Abbaufelder auch als Spülversatzfelder bezeichnet. Die Kammer-Pfeilerbaue werden im folgenden als LHD-Felder bezeichnet. Sie wurden nach der Auffahrung nicht versetzt.

Das Grubengebäude ist von der Tagesoberfläche aus durch die Schächte KONRAD 1 und KONRAD 2 erschlossen. KONRAD 1 im Norden des Grubengebäudes steht mit seiner Sohle bei 1232 m Teufe im Korallenoolith. KONRAD 2 im östlichen Teil des Grubengebäudes steht mit seiner Sohle bei 997 m Teufe in den Dogger-Tonen.

Die sechs Hauptsohlen erschließen in den Teufen 800 m, 850 m, 1000 m, 1100 m, 1200 m und 1300 m das gesamte Grubengebäude mit einer horizontalen Ausdehnung von etwa 3000 m in Nord-Süd- und 1800 m in West-Ost-Richtung. Soweit die Hauptsohlen neu aufgefahren werden, beträgt der Querschnitt 25 m^2 . Bei den schon vorhandenen Strecken sind die Querschnitte unterschiedlich und werden, wenn notwendig, auf 25 m^2 erweitert. Wendeln und Rampen sind Verbindungen zwischen den Sohlen mit einem Querschnitt von ebenfalls 25 m^2 . Die Gefälle betragen in der Regel 12 %. Zur Aufrechterhaltung des Grubenbetriebes sind Gruben Nebenräume für Werkstätten, Tankstellen und Materiallager vorhanden.

Die Endlagerung im Grubengebäude KONRAD soll in neun Einlagerungsfeldern mit jeweils mehreren Einlagerungskammern erfolgen. Die Einlagerungskammern werden mit einem Querschnitt von 40 m^2 bei einer Sohlenbreite von 7 m und einer Höhe von ca. 6 m erstellt. Das Verhältnis von Festenstärke zur Kammerbreite beträgt mindestens 4:1.

Für die Bewetterung werden mindestens 35 m über den Kammerzufahrten Abwettersammelstrecken mit einem Querschnitt von 20 m^2 aufgefahren.

Diese werden über Großbohrlöcher mit einem Durchmesser von 1,2 m an die jeweiligen Einlagerungskammern angeschlossen.

Als Übersicht über das Grubengebäude sind in Abbildung 2-2 die Schächte und Hauptstrecken sowie die Einlagerungsfelder und die alten Abbaufelder in einem Grundriß dargestellt. In den neun Einlagerungsfeldern steht insgesamt ein Einlagerungshohlraum von ca. 1 Million m³ zur Verfügung. Die Größe der Einlagerungshohlräume der einzelnen Felder ist in Tabelle 2-3 eingetragen. Daneben sind in der Tabelle auch die anderen Hohlräume des Grubengebäudes enthalten. Unter Infrastruktur werden hier alle Füllorte, Hauptsohlen, Abwettersammelstrecken, Wendeln, Rampen und Grubennebenräume bezeichnet, wobei unter "Infrastruktur alt" die bereits vorhandenen Hohlräume dieser Kategorie verstanden werden.

Die Betriebsphase des Endlagers soll 22 Jahre betragen (nach neueren Planungen bis zu 40 Jahre). Die zeitliche Abfolge der Beladung der Einlagerungsfelder entspricht der Reihenfolge der Felder in Tabelle 2-3. Parallel zur Beladung mit Abfallgebinden werden die Zwischenräume versetzt. Nach erfolgter Beladung werden die Einlagerungskammern gegen das restliche Grubengebäude durch ein Kammerabschlußbauwerk verschlossen. Alle übrigen Hohlräume des Endlagers werden nach Möglichkeit mit geeignetem Material versetzt.

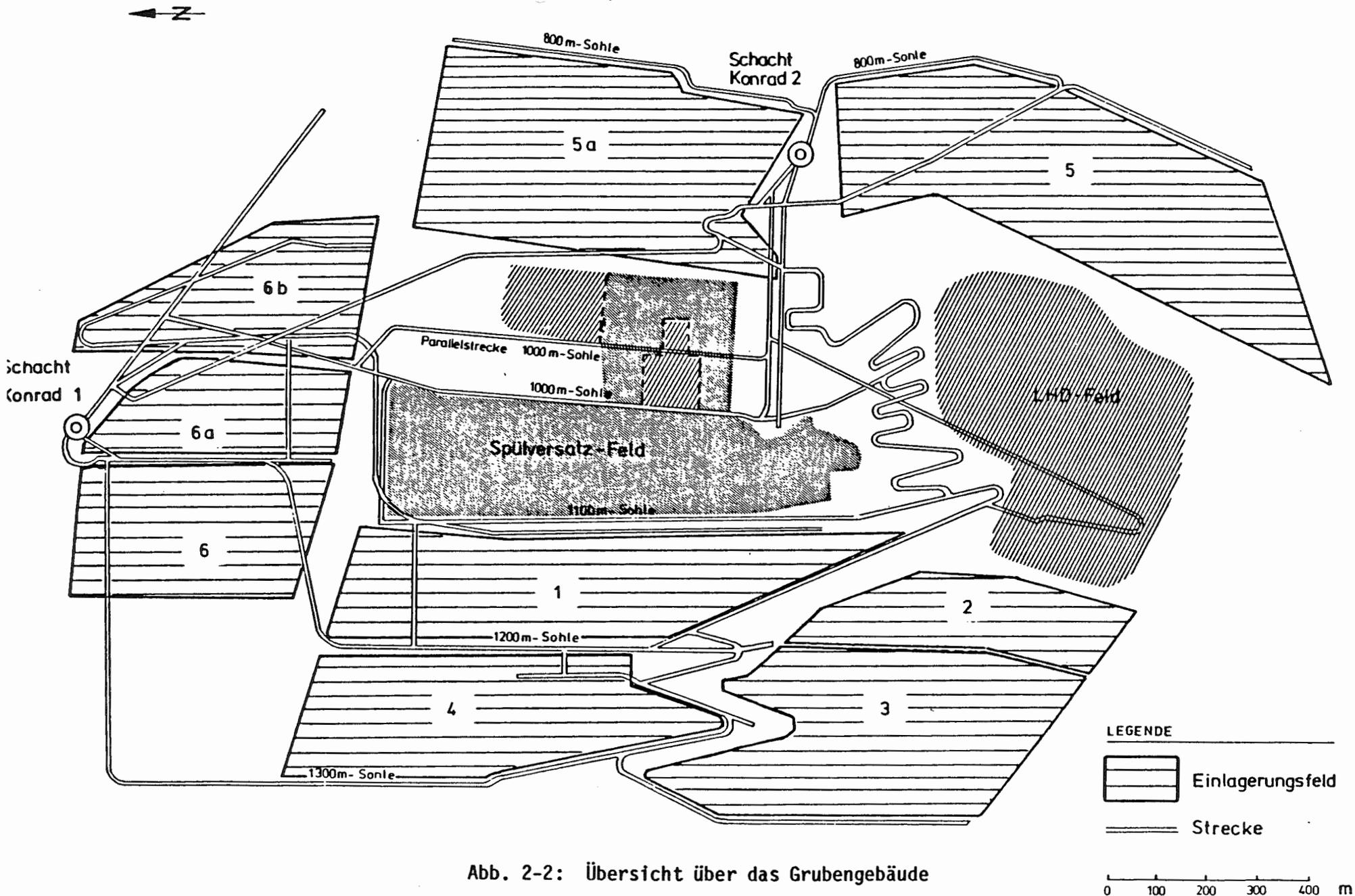


Abb. 2-2: Übersicht über das Grubengebäude

BEREICH		KAMMERZAHL	AUFFAHRVOLUMEN IN m ³
Einlagerungsfeld	5	9	203 000
	5a	10	216 000
	2	6	117 000
	1	4	152 000*)
	3	8	127 000
	4	7	156 000
	6	6	76 000
	6a	5	60 000
	6b	3	21 000
Zwischensumme		58	1 128 000
Infrastruktur	alt		430 000
	neu		475 000
Abbaufelder	Spülversatz		928 000
	LHD		1 183 000
Summe			4 144 000

*) 101 000 m³ nach neuerer Planung

Tab. 2-3: Auffahrhohlräume im Grubengebäude

2.3.2 RESTHOHLRAUMVOLUMEN IM GRUBENGEBÄUDE

Das Resthohlraumvolumen im Grubengebäude zu Beginn der Nachbetriebsphase ergibt sich aus dem Auffahrvolumen vermindert um das feste Gebindevolumen, das feste Versatzvolumen und den Konvergenzanteil in der Betriebsphase. Die entsprechenden Zahlenwerte für die Einlagerungsfelder, die Infrastruktur und die alten Abbaufelder sind in Tabelle 2-4 eingetragen.

Zur Festlegung des Volumens des Transportmediums wird angenommen, daß hierfür nur der Hohlraum in den Einlagerungskammern und bedingt durch mögliche Austauschvorgänge im Grubengebäude auch der Hohlraum der Infrastruktur zur Verfügung steht. Zur Abschätzung der Auffülldauer der Resthohlräume im Grubengebäude werden zusätzlich die Resthohlraumvolumina in den alten Abbaufeldern berücksichtigt.

Das feste Gebindevolumen ergibt sich aus den äußeren Abmessungen der Abfallgebände von $650\,000\text{ m}^3$ vermindert um den inneren Hohlraumanteil von $138\,000\text{ m}^3$ (siehe Unterkapitel 2.4.4). Das feste Versatzvolumen der Infrastrukturhohlräume ergibt sich aus der Porosität des eingebrachten Versatzmaterials, die zu etwa 40 % angenommen werden kann. Da etwa 40 % der älteren Strecken nicht verfüllt werden können, ergibt sich ein geringerer Versatzvolumenanteil für die alte Infrastruktur. Das feste Versatzvolumen in den Einlagerungskammern ist relativ gering angesetzt, da die Zwickel zwischen den Gebinden nicht verfüllt werden.

Für die Abnahme der Resthohlräume durch die Konvergenz in der Betriebsphase wird angenommen, daß die versetzten Bereiche aller Einlagerungskammern und der neuen Infrastruktur im Mittel eine Volumenabnahme von 17 % /13/ erfahren. Da die alten Infrastrukturstrecken teilweise nicht

BEREICH	AUFFAHR- VOLUMEN V_0	KONVERGENZ- VOLUMEN V_K	AUFLOCKE- RUNGSVOL. V_A	FESTES GEBINDE- VOLUMEN V_G	FESTES VERSATZ- VOLUMEN V_V	REST- HOHLRAUM- VOLUMEN V_R *)
Einlagerungsfelder	1 128 000	192 000	38 000	512 000	94 000	368 000
Alte Infrastruktur	430 000	86 000	17 000	-	124 000	237 000
Neue Infrastruktur	475 000	81 000	16 000	-	276 000	134 000
ZWISCHENSUMME	2 033 000	359 000	71 00	512 000	494 000	739 000
Alte Abbaufelder	2 111 000	911 000	182 000	-	671 000	711 000
SUMME	4 144 000	1 270 000	253 000	512 000	1 165 000	1 450 000

*)
$$V_R = V_0 - V_K + V_A - V_G - V_V$$

Tab. 2-4: Hohlraumvolumina im Grubengebäude in m^3 zu Beginn der Nachbetriebsphase im Jahr 2010

verfüllt sind, erhöht sich dort der Konvergenzanteil im Mittel auf 20 %. Die Volumenabnahme in den alten Abbaufeldern beträgt 43 %. Da die Konvergenzvorgänge im Korallenoolith jeweils mit Auflockerungen in der näheren Umgebung verbunden sind, wird angenommen, daß das Volumen der Auflockerung 20 % des Konvergenzvolumens beträgt.

2.3.3 SORBENSMASSE IM GRUBENGEBÄUDE

Zur Modellierung der Sorptionsvorgänge von Radionukliden im Grubengebäude ist entsprechend dem Sorptionsansatz des Unterkapitels 4.5 die Masse des Sorptionsmaterials erforderlich. Bei der Abschätzung dieser Sorbensmasse werden folgende Materialien berücksichtigt

- Versatzmasse im Grubengebäude
- Zementmasse in den Abfallgebinden
- Gesteinsmasse in der Auflockerungszone

Die Versatzmassen ergeben sich aus den genannten Volumina bei einer Gesteinsdichte von $2\,800\text{ kg/m}^3$ /14/. Die Zementmasse ergibt sich aus dem Zementvolumen von $367\,000\text{ m}^3$ (siehe Unterkapitel 2.4.4) bei einer Dichte von $2\,500\text{ kg/m}^3$.

Zur Abschätzung der Gesteinsmasse in der Auflockerungszone wird in Anlehnung an die Gesamtporosität des Gesteins eine effektive Porosität des aufgelockerten Gebirges von 15 % angenommen. Hieraus ergibt sich das Festgesteinsvolumen in der Auflockerungszone zu $402\,000\text{ m}^3$, für das wiederum eine Dichte von $2\,800\text{ kg/m}^3$ angenommen werden kann. Die gewählte Porosität in der Auflockerungszone ergibt bei einem Streckenquerschnitt von 40 m^2 eine Auflockerungstiefe von etwa 0,5 m. Die sich ergebenden Sorbensmassen sind in Tabelle 2-5 angegeben.

BEREICH	MASSE IN 10 ⁶ kg
Einlagerungsfelder	260
Infrastruktur	1 120
Abfallgebände	918
Auflockerungszone	1 127
Summe	3 425

Tab.: 2-5: Sorbensmassen im Grubengebäude

2.4 EINZULAGERNDE ABFÄLLE

Im Endlager KONRAD werden 650 000 m³ radioaktive Abfälle eingelagert. Die resultierende thermische Beeinflussung des Wirtsgesteins ist vernachlässigbar, d.h., die Temperaturerhöhung bleibt unter 3 K /12/. Die Abfälle haben unterschiedliche Herkunft:

- | | |
|-----------------------------------|-------------|
| - Wiederaufarbeitungsanlagen | (W-Abfälle) |
| - Betrieb von Kernkraftwerken | (K-Abfälle) |
| - Stilllegung von Kernkraftwerken | (S-Abfälle) |
| - Forschungszentren | (F-Abfälle) |
| - Landessammelstellen | (L-Abfälle) |
| - Industrie | (I-Abfälle) |
| - Sonstige | (U-Abfälle) |

Das größte Abfallvolumen kommt mit ca. 37 % aus Wiederaufarbeitungsanlagen. Weitere wichtige Abfallverursacher sind mit ca. 34 % die Kernkraftwerke und mit etwa 26 % die Forschungszentren.

Zur Charakterisierung der Abfälle sind hauptsächlich Angaben zu den Aktivitätsinventaren erforderlich. Es wird eine Auswahl von Radionukliden betrachtet, die sich an den Erfordernissen einer Langzeitsicherheitsanalyse orientiert. Zur Modellierung der Vorgänge im Grubengebäude sind weitere gebindespezifische Daten wie die Mengen inaktiver Isotope und die Massen und Volumina der Gebinde erforderlich. Die gebindespezifischen Daten für die berücksichtigten Abfälle werden in den folgenden Unterkapiteln erläutert.

2.4.1 BERÜCKSICHTIGTE RADIONUKLIDE

Die Auswahl der zu berücksichtigenden Nuklide orientiert sich an dem Vorgehen bei den Rechnungen zum Projekt Sicherheitsstudien Entsorgung (PSE) /15/. Dort wurde ermittelt, welche Nuklide des Brennstoffkreislaufs möglicherweise zu relevanten radiologischen Belastungen des Menschen führen können oder durch Wärme- oder Radiolysegasproduktion den Transport anderer Nuklide beeinflussen. In den folgenden drei Abschnitten wird jeweils das Auswahlverfahren in PSE für bestimmte Nuklidgruppen erläutert und anschließend angegeben, welche Nuklide in den KONRAD-Rechnungen berücksichtigt werden.

Bei den Spalt- und Aktivierungsprodukten aus Wiederaufbereitungsabfällen erfolgt die Nuklidenauswahl nach verschiedenen Kriterien, die jeweils die Halbwertszeit, die radiologische Bedeutung und das Aktivitätsinventar berücksichtigen. Außerdem werden die Nuklide ausgewählt, deren Beitrag zur Gesamtwärmeleistung mindestens 1 % beträgt. Bei den KONRAD-Rechnungen werden alle in PSE ausgewählten Nuklide mit Ausnahme von Sm-147, das als praktisch stabil anzusehen ist, berücksichtigt.

Neben den Spalt- und Aktivierungsprodukten der Wiederaufbereitungsabfälle wurde in /15/ auf weitere Aktivierungsprodukte hingewiesen, die in den Abfällen anderer Herkunft enthalten sein können. Die Nuklidenauswahl hierzu erfolgt nach den Kriterien Halbwertszeit, Neutroneneinfangsquerschnitt und Zahl der notwendigen Aktivierungsschritte. Von den 6 ausgewählten Nukliden werden in den KONRAD-Rechnungen nur Cl-36 und Ca-41 berücksichtigt. Ag-108m mit einer Halbwertszeit von 127 a wird bei den langen Transportzeiten die Biosphäre nicht in merklichen Mengen erreichen. Ho-166m, Re-186m und Ir-192m kommen in den für KONRAD vorgesehenen Abfällen nach /16/ nicht vor.

Die Nuklidauswahl an Aktiniden und Folgeprodukten erfolgt nach folgenden 3 Kriterien: Ein Nuklid am Beginn einer Zerfallsreihe wird nicht berücksichtigt, wenn es eine kürzere Halbwertszeit hat als seine Tochter und sein Inventar kleiner ist als 1 % des Inventars der Tochter. Ein Nuklid im Zentralbereich einer Zerfallsreihe wird nicht berücksichtigt, wenn seine Halbwertszeit kürzer als 1 a ist. Ein Nuklid am Ende einer Zerfallsreihe wird nicht berücksichtigt, wenn seine Halbwertszeit kürzer als 25 a ist. Bei den KONRAD-Rechnungen werden alle so ausgewählten Nuklide betrachtet. Diese Nuklidauswahl wird durch Ac-227 und Pb-210 ergänzt, die bei der Ausbreitung im Deckgebirge eine Rolle spielen.

In Tabelle 2-6 sind die ausgewählten Radionuklide, ihre Halbwertszeiten /17/ sowie die durch Pfeile angedeuteten Zerfallswege aufgeführt. Eine Besonderheit stellt das Jod-129 dar, das in zwei Anteile aufgespalten wird (siehe auch Unterkapitel 4.5.1). Ein Anteil ist das schwerlösliche Silberjodid vorliegt. Der andere Anteil ist das leichtlösliche Jod-129. Beide Anteile werden aus rechen-technischen Gründen formal wie unterschiedliche Nuklide (JA-129 und J-129) behandelt. Man erhält damit insgesamt 49 Radionuklide. Davon sind 21 Nuklide Spaltprodukte und Aktivierungsprodukte. Die restlichen 28 Aktiniden und Folgeprodukte gehören den 4 Zerfallsreihen an.

2.4.2 INVENTARE DER RADIONUKLIDE

Für die ausgewählten Radionuklide werden von den Abfallverursachern für die einzulagernden Abfälle Aktivitätsinventare angegeben. Diese Inventare werden für die Erfordernisse der Langzeitsicherheitsanalyse dahingehend ergänzt, daß Angaben zu langlebigen Radionukliden, die offensichtlich bei dem Reaktorbetrieb entstehen, aber nicht in der entsprechenden Menge von den Verursachern angegeben wurden, berücksich-

Nuklid	Halbwertszeit in a
C- 14	5.7E+03
CL- 36	3.0E+05
CA- 41	8.1E+04
CO- 60	5.3E+00
NI- 59	8.0E+04
NI- 63	9.2E+01
SE- 79	6.5E+04
RB- 87	4.7E+10
SR- 90	2.9E+01
ZR- 93	1.5E+06
NB- 94	2.0E+04
MO- 93	3.5E+03
TC- 99	2.1E+05
PD-107	6.5E+06
SN-126	1.0E+05
J-129	1.6E+07
JA-129	1.6E+07
CS-135	2.3E+06
CS-137	3.0E+01
SM-151	9.0E+01
EU-154	8.5E+00
CM-248	3.4E+05
PU-244	8.3E+07
CM-244	1.8E+01
PU-240	6.5E+03
U-236	2.3E+07
TH-232	1.4E+10
U-232	7.2E+01
CM-245	8.5E+03
PU-241	1.4E+01
AM-241	4.3E+02
NP-237	2.1E+06
U-233	1.6E+05
TH-229	7.3E+03
CM-246	4.7E+03
PU-242	3.9E+05
AM-242m	1.5E+02
U-238	4.5E+09
PU-238	8.8E+01
U-234	2.4E+05
TH-230	7.7E+04
RA-226	1.6E+03
PB-210	2.2E+01
CM-247	1.6E+07
AM-243	7.4E+03
PU-239	2.4E+04
U-235	7.0E+08
PA-231	3.3E+04
AC-227	2.2E+01

Tab. 2-6: Berücksichtigte Radionuklide und deren Halbwertszeiten

tigt werden. Im einzelnen werden folgende Modifikationen bzw. Ergänzungen durchgeführt /16/:

- Fehlende Angaben zu Ni-59 bei vorhandenem Ni-63 werden unter Verwendung eines konstanten Aktivitätsverhältnisses von Ni-59 zu Ni-63 (0,01 für K- und S-Abfälle, 0,02 für F-Abfälle und 0,0085 für W-Abfälle) ergänzt.
- Fehlende Angaben zu Cs-135 bei vorhandenem Cs-137 werden unter Verwendung eines konstanten Aktivitätsverhältnisses von Cs-135 zu Cs-137 ($6.0 \cdot 10^{-6}$ für K-, S- und F-Abfälle und $3.0 \cdot 10^{-6}$ für W-Abfälle) ergänzt.
- Die Inventare von Se-79, Rb-87, Mo-93, Sm-151 und Cm-245 bis Cm-248 werden dahingehend ergänzt, daß die auftretenden Mengen an Nukliden, die in dem MAW-Konzentrat der Aufarbeitung von 4 000 Tonnen Schwermetall (tSM) anfallen, berücksichtigt werden. Diese Ergänzungen werden beim Inventar der Mobilisierungsgruppe Zement berücksichtigt.
- Für alle Radionuklide werden die Inventare um einen Sicherheitszuschlag erhöht, um verschiedene Unwägbarkeiten beim Abfallaufkommen auszugleichen.

In Tabelle 2-7 sind die Massen der betrachteten Radionuklide aufgeteilt auf 4 Mobilisierungsgruppen sowie das gesamte Inventar zusammengestellt. Die Mobilisierungsgruppen (siehe Unterkapitel 4.4.2) fassen jeweils die Abfälle zusammen, bei denen die Mobilisierung der Nuklide nach dem gleichen Zeitgesetz modelliert wird. Man erkennt, daß etwa 4 000 kg Spalt- und Aktivierungsprodukte zu betrachten sind, wobei das Jod-129 aus den Jodfiltern den Hauptanteil ausmacht. Von den insgesamt 600 000 kg Aktiniden sind U-238 und in geringerem Maße Th-232 dominierend.

	Zement	Bitumen	Metalle	Sonstige	Gesamt
C- 14	4.9E-02	2.7E-02	5.0E-07	4.3E-01	5.0E-01
CL- 36	6.4E-03	4.2E-02	0.0E+00	4.0E-02	8.9E-02
CA- 41	2.8E-03	0.0E+00	0.0E+00	3.5E-02	3.8E-02
CO- 60	5.1E-02	8.1E-02	4.5E+00	1.8E+00	6.4E+00
NI- 59	9.7E-01	1.6E+00	9.1E+01	6.5E+01	1.6E+02
NI- 63	1.1E-01	2.3E-01	1.1E+01	5.8E+00	1.8E+01
SE- 79	4.7E-02	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	4.7E-02
RB- 87	2.2E-02	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	2.2E-02
SR- 90	8.9E+00	4.9E-01	1.7E-06	9.6E-01	1.0E+01
ZR- 93	1.1E+01	8.5E-03	0.0E+00	2.1E-02	1.1E+01
NB- 94	2.6E-05	4.3E-05	5.4E-04	4.0E-05	6.5E-04
MO- 93	1.1E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	1.1E-06
TC- 99	4.1E+01	7.2E-01	0.0E+00	3.6E-01	4.2E+01
PD-107	7.3E-05	5.3E-04	0.0E+00	6.4E-05	6.7E-04
SN-126	3.3E-01	4.9E-03	0.0E+00	6.2E-04	3.4E-01
J-129	1.2E+00	2.2E+01	0.0E+00	2.0E-01	2.4E+01
JA-129	3.8E+03	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	3.8E+03
CS-135	5.9E+00	2.2E+00	1.1E-05	6.5E-01	8.8E+00
CS-137	2.4E+01	7.6E+00	7.1E-06	2.6E+00	3.4E+01
SM-151	7.6E-03	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	7.6E-03
EU-154	3.7E-01	7.3E-04	6.6E-08	4.8E-02	4.2E-01
CM-248	3.1E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	3.1E-06
PU-244	1.4E-08	3.0E-09	0.0E+00	2.1E-08	3.8E-08
CM-244	7.3E-01	2.8E-06	3.2E-05	3.3E-05	7.3E-01
PU-240	2.3E+02	1.4E+01	2.2E-03	3.1E+00	2.5E+02
U-236	1.8E+02	3.1E-04	0.0E+00	8.0E-01	1.8E+02
TH-232	5.4E+04	6.1E-11	0.0E+00	2.3E+03	5.7E+04
U-232	1.6E-10	3.4E-11	0.0E+00	2.5E-10	4.5E-10
CM-245	1.1E-02	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	1.1E-02
PU-241	4.7E+01	3.8E+00	0.0E+00	1.3E+00	5.2E+01
AM-241	5.0E+00	5.4E-02	3.0E-04	3.9E-01	5.5E+00
NP-237	6.7E+00	3.9E-05	0.0E+00	4.6E-03	6.8E+00
U-233	1.2E-04	2.3E-10	0.0E+00	1.7E-09	1.2E-04
TH-229	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00
CM-246	2.3E-03	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	2.3E-03
PU-242	3.0E+01	2.3E-01	0.0E+00	1.0E+00	3.1E+01
AM-242m	1.8E-07	3.7E-08	0.0E+00	2.7E-07	4.8E-07
U-238	5.1E+05	7.1E+03	0.0E+00	1.7E+04	5.4E+05
PU-238	1.9E+01	1.1E+00	2.2E-04	4.9E-01	2.1E+01
U-234	3.4E+00	7.4E-07	0.0E+00	2.3E-01	3.7E+00
TH-230	5.9E-02	6.9E-12	0.0E+00	2.2E-02	8.1E-02
RA-226	2.1E-03	1.4E-16	0.0E+00	1.7E-03	3.8E-03
PB-210	1.7E-05	0.0E+00	0.0E+00	8.1E-06	2.5E-05
CM-247	3.2E-05	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	3.2E-05
AM-243	4.8E-05	1.0E-05	0.0E+00	7.1E-05	1.3E-04
PU-239	5.4E+02	3.6E+01	5.1E-03	8.1E+00	5.8E+02
U-235	2.2E+03	5.5E+00	0.0E+00	2.7E+02	2.5E+03
PA-231	1.8E-04	2.1E-12	0.0E+00	9.5E-03	9.7E-03
AC-227	1.1E-07	0.0E+00	0.0E+00	6.2E-06	6.3E-06

Tab. 2-7: Inventare der Radionuklide in kg

2.4.3 INVENTARE INAKTIVER NUKLIDE

Neben den radioaktiven Nukliden werden in großen Mengen auch inaktive Nuklide eingelagert. Diese sind z.B.

- Nuklide, die aus kurzlebigen Spaltprodukten entstanden sind.
- Bestandteile von aktivierten bzw. kontaminierten Reaktorteilen.
- Konditionierungsmaterialien, Behältermaterialien und andere Hilfsstoffe.

Eine Auswirkung dieser inaktiven Nuklide auf die Mobilisierung und den Transport der radioaktiven Nuklide ist zu erwarten, wenn Grenzkonzentrationen erreicht werden. Von den in dieser Sicherheitsanalyse betrachteten Effekten trifft dies für die Löslichkeitsgrenzen zu. Ein mittelbarer Einfluß ist auf die Sorption gegeben, wenn die Verteilungskoeffizienten von den Elementkonzentrationen abhängen. Dieser Einfluß wird bei der Festlegung der K_d -Werte berücksichtigt (siehe Unterkapitel 4.5.2).

In den Rechnungen werden nur die Mengen an inaktiven Nukliden berücksichtigt, von denen angenommen werden kann, daß sie in der gleichen chemischen Form vorliegen wie die entsprechenden radioaktiven Nuklide. Nur dann ist gewährleistet, daß sich die Isotope eines Elements bei Mobilisierung und Transport gleich verhalten und damit immer im gleichen Mengenverhältnis zueinander stehen. Diese Voraussetzung ist nur für die beiden ersten Gruppen in der o.a. Aufzählung erfüllt. Bei der ersten Gruppe trifft dies zu; auch bei der zweiten Gruppe ist es zu erwarten, da sich weder die Kernladungszahl noch die chemische Umge-

bung während des Aktivierungsprozesses ändern wird, wenn das Atom in ein Gitter eingebaut ist. Einen Problemfall stellt das C-14 dar, da es aus Stickstoffverunreinigungen in den verwendeten Stählen entstanden ist. Inaktiver Kohlenstoff wird daher nicht berücksichtigt.

Zur Abschätzung der Mengen an inaktiven Nukliden werden die durch KORIGEN-Abbrand-Rechnungen /18/ ermittelten Zusammensetzungen abgebrannter Brennelemente verwendet. Dabei kommen bei Aktivierungsprodukten nur die Werte aus Brennstoffverunreinigungen zur Anwendung, da Abfälle, die Hülsen und Kopf- und Fußstücke enthalten, nicht im Endlager KONRAD eingelagert werden. Es werden im allgemeinen die Zusammensetzungen zum Zeitpunkt der Entnahme aus dem Reaktor verwendet. Lediglich bei Nb wurde die Zusammensetzung zu einem 7 Jahre späteren Zeitpunkt verwendet, da die Zusammensetzung vorher durch radioaktives Nb-95 verfälscht wird. Tritt ein Nuklid sowohl als Spalt- als auch als Aktivierungsprodukt auf, so werden aus Konservativitätsgründen die Angaben für die Spaltprodukte verwendet, da sie letztlich geringere Mengen an inaktiven Nukliden ergeben.

Aus diesen Zusammensetzungen werden Nuklidanteile ermittelt, die das Massenverhältnis eines bestimmten Radionuklids zur Gesamtmenge des zugehörigen Elements angeben. Sie sind in Tabelle 2-8 zusammengestellt. Man erkennt, daß die Mengen an aktiven und inaktiven Isotopen bei Spaltprodukten gleiche Größenordnungen haben, während bei den Aktivierungsprodukten die Mengen an inaktiven Nukliden, die ja Ausgangsprodukte der Aktivierung sind, bei weitem überwiegen. Aus den Inventaren der Radionuklide werden mit Hilfe der gegebenen Anteile die Gesamtmen gen der Elemente und daraus die Mengen an inaktiven Nukliden berechnet. Sie sind in Tabelle 2-9 zusammengestellt.

	Nuklid in g/tSM	Element in g/tSM	Massen- anteil
Aktivierungsprodukte			
CL- 36	1.20E-03	1.98E-03	6.06E-01
CA- 41	1.08E-02	1.00E+01	1.08E-03
CO- 60	1.74E+00	9.64E+00	1.80E-01
NI- 63	2.83E-03	2.87E+00	9.86E-04
MO- 93	1.57E-04	9.98E-01	1.57E-04
Aktiniden			
PB-210	5.69E-12	8.28E-07	8.87E-06
Spaltprodukte			
SE- 79	6.41E+00	6.65E+01	9.64E-02
RB- 87	2.88E+02	4.07E+02	7.08E-01
SR- 90	6.59E+02	1.11E+03	5.94E-01
ZR- 93	8.57E+02	4.30E+03	1.99E-01
NB- 94	1.05E-03	4.36E-03	2.41E-01
PD-107	2.43E+02	1.48E+03	1.64E-01
SN-126	2.34E+01	5.79E+01	4.04E-01
J-129	2.12E+02	2.76E+02	7.68E-01
CS-135	3.31E+02	3.30E+03	1.00E-01
SM-151	1.41E+01	8.21E+02	1.72E-02
EU-154	5.98E+01	2.00E+02	2.99E-01

Tab. 2-8: Anteile zur Berechnung der Mengen an inaktiven Nukliden

	Zement	Bitumen	Metalle	Sonstige	Gesamt
CL	4.1E-03	2.7E-02	0.0E+00	2.6E-02	5.7E-02
CA	4.1E+00	0.0E+00	0.0E+00	5.1E+01	5.5E+01
CO	2.4E-01	3.6E-01	2.0E+01	8.0E+00	2.9E+01
NI	8.1E+01	1.8E+02	8.6E+03	4.4E+03	1.3E+04
SE	4.4E-01	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	4.4E-01
RB	9.0E-03	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	9.0E-03
SR	6.1E+00	3.3E-01	1.2E-06	6.6E-01	7.1E+00
ZR	4.3E+01	3.4E-02	0.0E+00	8.3E-02	4.3E+01
NB	8.1E-05	1.4E-04	1.7E-03	1.3E-04	2.0E-03
MO	6.9E-03	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	6.9E-03
PD	3.7E-04	2.7E-03	0.0E+00	3.3E-04	3.4E-03
SN	5.0E-01	7.2E-03	0.0E+00	9.1E-04	5.0E-01
J	3.7E-01	6.7E+00	0.0E+00	5.9E-02	7.1E+00
JA	1.2E+03	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	1.2E+03
CS	5.4E+01	2.0E+01	9.7E-05	5.9E+00	8.0E+01
SM	4.3E-01	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	4.3E-01
EU	8.6E-01	1.7E-03	1.5E-07	1.1E-01	9.7E-01
PB	2.4E+00	0.0E+00	0.0E+00	1.2E+00	3.5E+00

Tab. 2-9: Inventare inaktiver Nuklide in kg

2.4.4 ZEMENTVOLUMEN UND HOHLRAUM DER GEBINDE

In Unterkapitel 2.3.3 werden bei der Bestimmung der Sorbensmasse die Korrosionsprodukte des in den Abfallgebinden vorhandenen Zements berücksichtigt. Zur Ermittlung der eingelagerten Zementmenge wird für die verschiedenen Einzelgebinde ein Zementvolumenanteil abgeschätzt. Mit den in /16/ gegebenen Gebindezahlen für die Einzelabfälle ergibt sich ein mittlerer Zementvolumenanteil von ca. 56 %. Bei einem Gesamtvolumen der Abfälle von 650 000 m³ beträgt das Zementvolumen somit 367 000 m³.

In Unterkapitel 2.3.2 wird bei der Bestimmung des Resthohlraumvolumens im Grubengebäude der Hohlraum in den Gebinden berücksichtigt. Der Hohlraum in den Einzelgebinden setzt sich aus dem Porenraum im Zement der Gebinde, dem nicht befüllten Raum in den Gebinden und dem Porenraum im geschütteten oder gepreßten Abfall zusammen. Der Porenanteil im Zement wird auf 20 % des Zementvolumens geschätzt. Mit dem oben angegebenen Zementvolumenanteil ergibt sich ein Hohlraumanteil in den Gebinden aufgrund des Porenraums im Zement von etwa 11 %.

Der Anteil des nicht befüllten Raums in den Behältern und der Porenraum in den Abfällen variiert sehr stark von Gebinde zu Gebinde und kann nur abgeschätzt werden. Gemittelt über alle Gebinde ergibt sich ein Hohlraumanteil durch die unvollständige Befüllung und den Porenraum im gepreßten Abfall von ca. 10 %. Zusammengefaßt beträgt der Hohlraumanteil der Abfallgebinde im Mittel etwa 21 %. Bei einem Gesamtvolumen des eingelagerten Abfalls von 650 000 m³ enthält man damit ein Hohlraumvolumen in den Gebinden von 138 000 m³.

3 SZENARIEN

Unter einem Szenario für ein Endlager wird ein Ereignisablauf verstanden, der zu einer Ausbreitung von Radionukliden und zu einer Freisetzung in die Biosphäre führt. Voraussetzung für eine Radionuklidenausbreitung ist der Übergang der Radionuklide aus den Abfallgebinden in ein Transportmedium, das gasförmig oder flüssig sein kann.

Ausbreitungen in der Gasphase sind im Zusammenhang mit der Sicherheit des Einlagerungsbetriebs zu behandeln und daher für die Langzeitsicherheit ohne Bedeutung. Ausbreitungen in der flüssigen Phase sind zu behandeln, da die Tiefenwässer ein wirksames Transportmedium für die Radionuklide darstellen können.

Ein Kontakt von Tiefenwässern mit eingelagerten Abfällen während der Betriebsphase ist aufgrund der geringen Wasserzuflüsse in der Grube praktisch auszuschließen /6/. Nach Beendigung des Einlagerungsbetriebs werden die geringen Zuflüsse zu einer langsamen Auffüllung der Resthohlräume mit Tiefenwässern führen. Nach Auffüllung aller Hohlräume werden sich die ursprünglichen Druckverhältnisse eines gesättigten und gespannten Kluftwasserleiters wieder einstellen.

Die Zeitdauern für die Auffüllung der Resthohlräume des Grubengebäudes und insbesondere für den Aufbau der ungestörten Druckverhältnisse können beträchtlich sein. Hierauf wird in Unterkapitel 4.1 näher eingegangen. Nach dem Aufbau der ungestörten Druckverhältnisse wird sich eine Wasserbewegung im Endlagerbereich entsprechend den Unterschieden in den regionalen Grundwasserständen einstellen. Hierauf wird in Unterkapitel 4.2 eingegangen.

Der Resthohlraum des Grubengebäudes ist im wesentlichen der Porenraum des eingelagerten Versatzes. Die fortschreitende Auffahrtätigkeit in

der Betriebsphase bewirkt eine verstärkte Konvergenz der Grubenräume und reduziert die Resthohlräume in den bereits verfüllten Örtern. In der Nachbetriebsphase werden die Konvergenzvorgänge auf einem verringerten Niveau weiterlaufen, so daß für längere Zeiten mit einer weiteren Reduktion der Resthohlräume zu rechnen ist. Nach Auffüllung der Resthohlräume mit Tiefenwässern kann der Konvergenzprozeß zum Auspressen der Wässer aus dem Grubengebäude führen.

Für eine Langzeitsicherheitsanalyse ist zusammenfassend von folgenden Voraussetzungen für eine Szenarienfestlegung auszugehen.

1. Die Auffüllung der Resthohlräume im Grubengebäude und somit ein Kontakt von Tiefenwässern mit Abfallgebänden ist zu erwarten.
2. Über längere Zeiten werden sich die ursprünglichen Druckverhältnisse eines gesättigten und gespannten Wasserleiters wieder einstellen. Die Unterschiede in den regionalen Grundwasserständen verursachen dann eine Durchströmung des Endlagerbereichs.
3. Langzeitige Konvergenzprozesse reduzieren die Resthohlräume im Grubengebäude und können ein Auspressen von Wässern verursachen.

Für den Austritt von Wässern aus dem Grubengebäude existieren je nach Homogenität in der Umgebung des Grubengebäudes und je nach Größenverhältnis der Wasserströme aus der Durchströmung und aus der Konvergenz vier unterschiedliche Möglichkeiten. Diese sind in Abbildung 3-1 schematisch dargestellt und werden im folgenden erläutert.

Ist bei einer homogenen Umgebung des Grubengebäudes die Auspreßrate klein gegenüber der Durchströmungsrate, dann findet eine unbehinderte Durchströmung des Grubengebäudes statt. Aufgrund der erhöhten Durch-

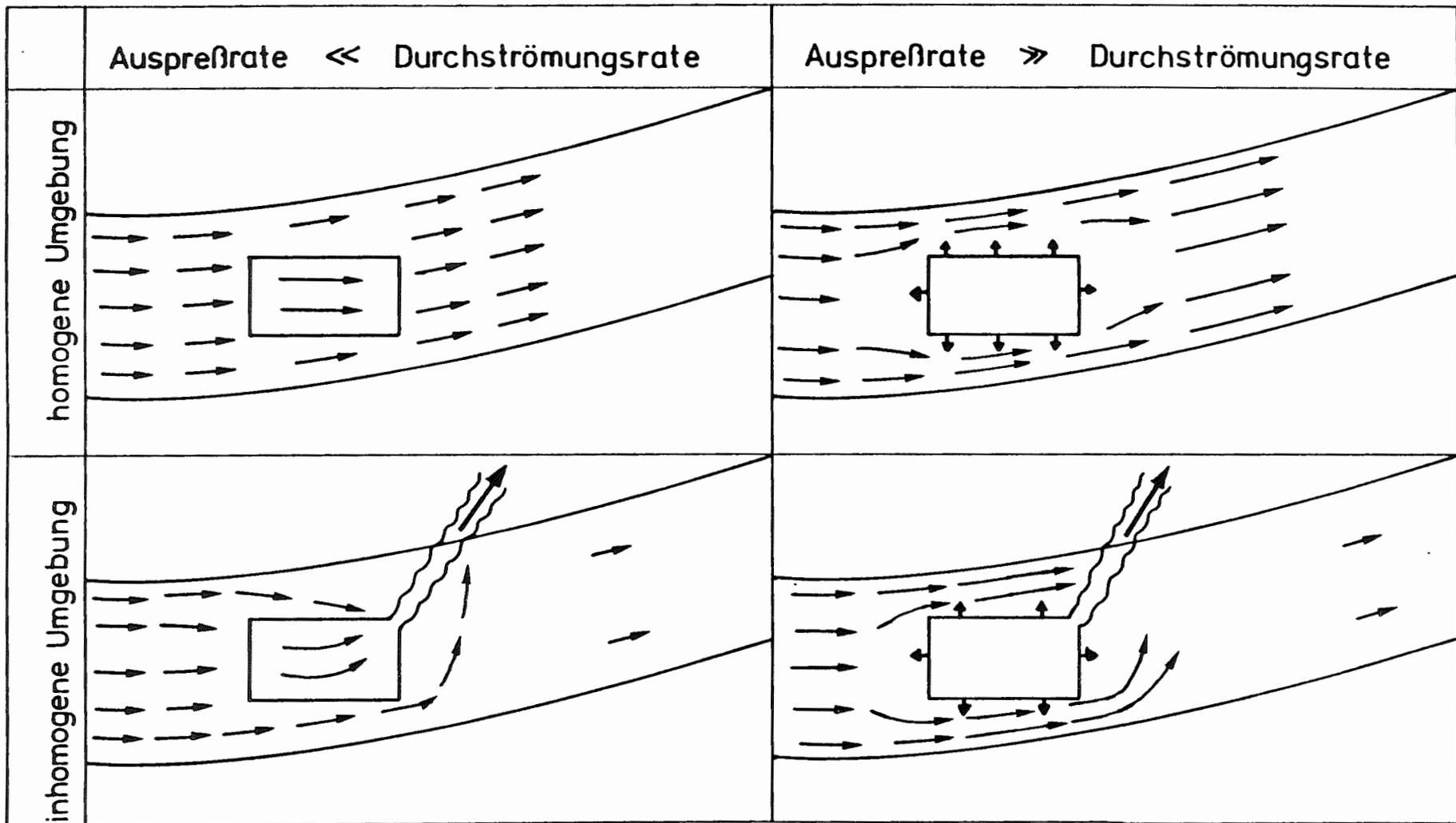


Abb. 3-1: Mögliche Vorgänge im Nahbereich des Grubengebäudes

lässigkeit des Streckensystems gegenüber dem umliegenden Gebirge ist eine bevorzugte Durchströmung des Grubengebäudes zu erwarten.

Ist bei einer homogenen Umgebung des Grubengebäudes die Auspreßrate groß gegenüber der Durchströmungsrate, dann wird die Durchströmung des Grubengebäudes verhindert. Die Freisetzung der Radionuklide erfolgt dann durch Auspressen in das umgebende Gestein. Von dort erfolgt die weitere Ausbreitung mit der Bewegung des Grundwassers.

Bei deutlichen Inhomogenitäten findet ein Austritt der Wässer aus dem Grubengebäude über bevorzugte Wegsamkeiten statt, wenn die hydraulischen Verhältnisse am Ende der Wegsamkeit dies zulassen. Solange die Auspreßrate klein gegenüber der Durchströmungsrate ist, wird durch die bevorzugte Wegsamkeit der Endlagerbereich entwässert, so daß die einströmenden Wässer den Endlagerbereich über die bevorzugte Wegsamkeit verlassen.

Wenn die Auspreßrate groß gegenüber der Durchströmungsrate ist, wird die Durchströmung des Grubengebäudes wiederum verhindert. Die Freisetzung der Radionuklide erfolgt dann durch Auspressen über die bevorzugte Wegsamkeit und teilweise durch Auspressen in den umgebenden Porenraum.

Aus den vorangegangenen Ausführungen ergeben sich die folgenden beiden Szenariengruppen.

I Ausbreitung durch die geologischen Formationen

Hierbei erfolgt die Freisetzung aus dem Grubengebäude zunächst in die umgebende Formation. Die weitere Ausbreitung folgt dann der Bewegung des Grundwassers durch die sich anschließenden geologischen Schichten.

II Ausbreitung über bevorzugte Wegsamkeiten

Hierbei erfolgt die Freisetzung aus dem Grubengebäude über bevorzugte Wegsamkeiten, wodurch Teile der geologischen Formationen überbrückt werden. Die weitere Ausbreitung erfolgt dann durch die Grundwasserbewegung beginnend am Ende der Wegsamkeit.

Bei der Ausbreitung über geologische Formationen (Szenariengruppe I) sind verschiedene Hauptausbreitungswege je nach Durchlässigkeiten der beteiligten geologischen Formationen möglich. Da die Durchlässigkeiten des hydraulischen Systems nicht genau bekannt sind, müssen mehrere Möglichkeiten für die Nuklid Ausbreitung betrachtet werden. Unter Berücksichtigung der berechneten Grundwasserbewegung am Standort KONRAD (siehe Kapitel 5) sowie der Bandbreiten in den Durchlässigkeitsdaten der beteiligten Formationen ergeben sich folgende Einzelszenarien.

Ia : Ausbreitung durch die Unterkreide

Nach einer Durchwanderung von Oxford und Kimmeridge erfolgt ein vertikaler Transport durch die Tone der Unterkreide.

Ib : Ausbreitung durch das Oxford

Hierbei erfolgt die Ausbreitung längs des Oxfords mit einem teilweisen Übergang in den Kimmeridge.

Ic : Ausbreitung durch den Cornbrash

Nach einer Durchwanderung der Dogger-Tone wird der Cornbrash unterhalb des Endlagers erreicht und die weitere Ausbreitung erfolgt im Cornbrash mit einem späteren Übergang in den Kimmeridge.

Bei entsprechenden Durchlässigkeitsverhältnissen ist auch eine gleichzeitige Ausbreitung über alle Wege möglich. Da dieser Fall durch die obengenannten Szenarien abgedeckt wird, ist die Festlegung eines weiteren Szenarios nicht erforderlich. Die genannten Szenarien sind in Abbildung 3.2 schematisch dargestellt.

Bei der Festlegung von Szenarien zur Ausbreitung über bevorzugte Wegsamkeiten (Szenariengruppe II) ist zu untersuchen, ob Wegsamkeiten vorhanden sein können, die den Transport zur Biosphäre unter Berücksichtigung der obengenannten Ausbreitungswege beschleunigen. Der erste Teil der Radionuklidausbreitung erfolgt dann über die bevorzugte Wegsamkeit und überbrückt einen Teil der geologischen Barrieren. Der zweite Teil der Radionuklidausbreitung resultiert aus der Grundwasserbewegung beginnend am Ende der Wegsamkeit.

Eine Beschleunigung des Transports zur Biosphäre bei der Ausbreitung durch die Unterkreide entsteht möglicherweise durch alte Bohrungen, die in der Vergangenheit im Bereich des Grubengebäudes niedergebracht wurden. Eine weitere Möglichkeit ist gegeben, wenn die Schachtröhre nur oberhalb des Widerlagers im Bereich der Unterkreide mit Asphalt gefüllt ist. In diesem Fall würde eine Beschleunigung des Transports zur Biosphäre durch die Schachtröhre unterhalb des Widerlagers erfolgen. In Zusammenhang mit bevorzugten Wegsamkeiten und der Ausbreitung durch die Unterkreide ergeben sich somit folgende Szenarien.

IIa: Ausbreitung durch verfüllte Bohrungen

Hierbei werden die Radionuklide durch die Verfüllung der alten Bohrung transportiert und gelangen unmittelbar in den oberflächennahen Bereich.

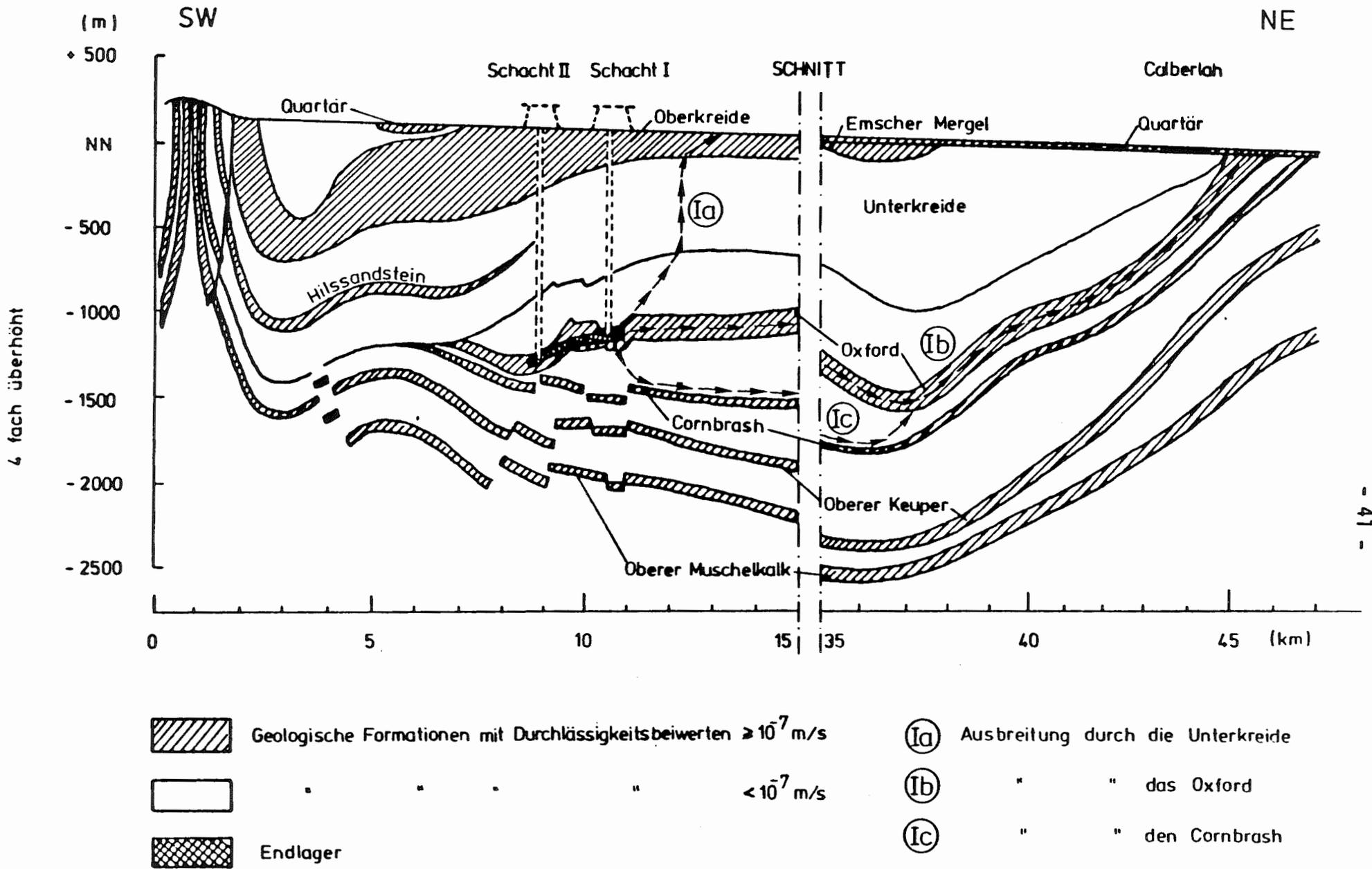


Abb. 3-2: Schematische Darstellung der möglichen Ausbreitung durch die geologischen Formationen

Iib: Ausbreitung durch die verfüllte Schachtröhre bis zum Widerlager

Nach einer Durchwanderung des unteren Teils der Schachtverfüllung erfolgt ein hauptsächlich vertikaler Transport durch den oberen Teil der Unterkreide-Tone.

Eine Beschleunigung des Transports zur Biosphäre bei der Ausbreitung durch das Oxford wäre nur vorstellbar, wenn ein schnellerer Weg durch die Unterkreidetone eingeschlagen wird. Da ausreichend große Verwerfungszonen jedoch nicht vorhanden sind, werden die beiden obigen Szenarien diesbezüglich als abdeckend angesehen.

Eine Beschleunigung des Transports zur Biosphäre bei der Ausbreitung durch den Cornbrash ist möglich, wenn die Hauptbarriere dieses Weges, die Ton- und Mergelsteine des Dogger, überbrückt werden. Eine Möglichkeit hierzu bietet die Verfüllung des Schachtes KONRAD II, die bis unmittelbar an den Cornbrash heranreicht. Da die Schachtröhre unterhalb des Grubengebäudes genauso mit Asphalt verfüllt werden kann wie oberhalb des Widerlagers, ist von einer geringeren Durchlässigkeit der Schachtröhre als der umgebenden Doggertone auszugehen. Eine bevorzugte Wegsamkeit zum Cornbrash ist somit nicht zu betrachten.

Die genannten Szenarien der Gruppe II sind in Abbildung 3-3 schematisch dargestellt. Weitere Szenarien könnten aus zukünftigen menschlichen Einwirkungen und großräumigen klimatischen Veränderungen entstehen. Aufgrund ihres spekulativen Charakters werden diese hier nicht behandelt. Ein Schachtszenario mit einer Ausbreitung über die Schachtröhre bis in den oberflächennahen Bereich wird nicht betrachtet, da eine Asphaltverfüllung über extrem lange Zeiten eine geringere Durchlässigkeit als die Unterkreidetone aufweisen wird /19/.

Im Rahmen dieser Arbeit werden die Szenarien der Gruppe I hinsichtlich ihrer radiologischen Konsequenzen bewertet.

4 VORGÄNGE IM GRUBENGEBÄUDE

Die hydraulischen Eigenschaften der Einlagerungsformation führen in der Nachbetriebsphase zur Auffüllung der Resthohlräume im Grubengebäude mit Tiefenwässern. Nach der Auffüllung erfolgt ein Anstieg der Porenwasserdrücke, bis sich letztlich die ursprünglichen Zustände eines gespannten Wasserleiters wieder einstellen. Zur Abschätzung der dafür erforderlichen Zeitdauern werden in Unterkapitel 4.1 einfache analytische Abschätzungen durchgeführt. Die abgeschätzten Zuflußraten werden mit den derzeitigen Zuflüssen in das Grubengebäude verglichen.

Nachdem sich die ursprünglichen Porenwasserdrücke wieder eingestellt haben, wird eine Durchströmung des Endlagerbereichs aufgrund von Differenzen in den regionalen Grundwasserständen einsetzen. Zur Festlegung einer Durchströmungsrate des Endlagerbereichs werden in Unterkapitel 4.2 die Rechnungen zur Grundwasserbewegung entsprechend ausgewertet. Von dem Wasserstrom im Endlagerbereich wird ein Teil durch die Einlagerungskammern und das Streckensystem des Grubengebäudes fließen. Zur Bestimmung der Durchströmungsrate des eigentlichen Grubengebäudes werden einfache analytische Abschätzungen und numerische Rechnungen vorgestellt.

Chemische Vorgänge im Grubengebäude in Zusammenhang mit der Radionuklidenausbreitung sind die Mobilisierung der Nuklide aus den Abfallgebänden, die Ausfällung beim Erreichen von Löslichkeitsgrenzen und die Sorption insbesondere am Versatzmaterial. Zur Beschreibung der Randbedingungen dieser Vorgänge wird in Unterkapitel 4.3 zunächst das chemische Milieu im Grubengebäude beschrieben. Für die Mobilisierung werden dann in Unterkapitel 4.4 und für die Ausfällung und Sorption in Unterkapitel 4.5 jeweils die Modellansätze und die dafür erforderlichen Eingangsdaten erläutert.

4.1 WASSERZUTRITT IN DAS GRUBENGEBÄUDE

Die Einlagerungsformation Korallenoolith ist ein Kluftwasserleiter mit relativ geringer Durchlässigkeit. Im Liegenden davon finden sich Ton- und Tonmergelsteine des Dogger von mehr als 100 m Mächtigkeit. Im Hangenden sind mächtige Ton- und Mergelsteine des Malm vorhanden. Da diese, den Korallenoolith einschließenden Schichten eine geringere Durchlässigkeit aufweisen, erfolgt ein Zufluß von Wässern in das Grubengebäude in erster Linie aus der Einlagerungsformation selbst.

Die derzeitigen Zuflußraten können aus den laufenden Messungen in der Grube abgeleitet werden. Zur Extrapolation von Zuflußraten und zur Abschätzung von Auffülldauern werden analytische Abschätzungen durchgeführt. Hieraus ergibt sich neben der Zeitdauer für die Auffüllung der Resthohlräume auch der Zeitverlauf des Druckanstiegs der Tiefenwässer.

4.1.1 WASSERZUTRITT BEIM VENTILATIONSTEST

Zur Bestimmung der Durchlässigkeit des Korallenooliths wird der sogenannte Ventilationstest als Langzeitversuch in der Grube betrieben /20/. Hierzu wurde im Jahr 1980 in 1213 m Teufe eine Blindstrecke von 74 m Länge und etwa 30 m² Querschnitt aufgefahren und durch ein Mauerwerk verschlossen. Durch eine Bewetterung der Teststrecke wurde der Feuchtigkeitsaustrag aus dem umgebenden Gestein ermittelt.

In Abbildung 4-1 sind die Ergebnisse von zwei Versuchsreihen mit unterschiedlichen Wetterfeuchten in der Teststrecke dargestellt. In der ersten Versuchsreihe wurde eine relative Feuchte von 52 % einge-

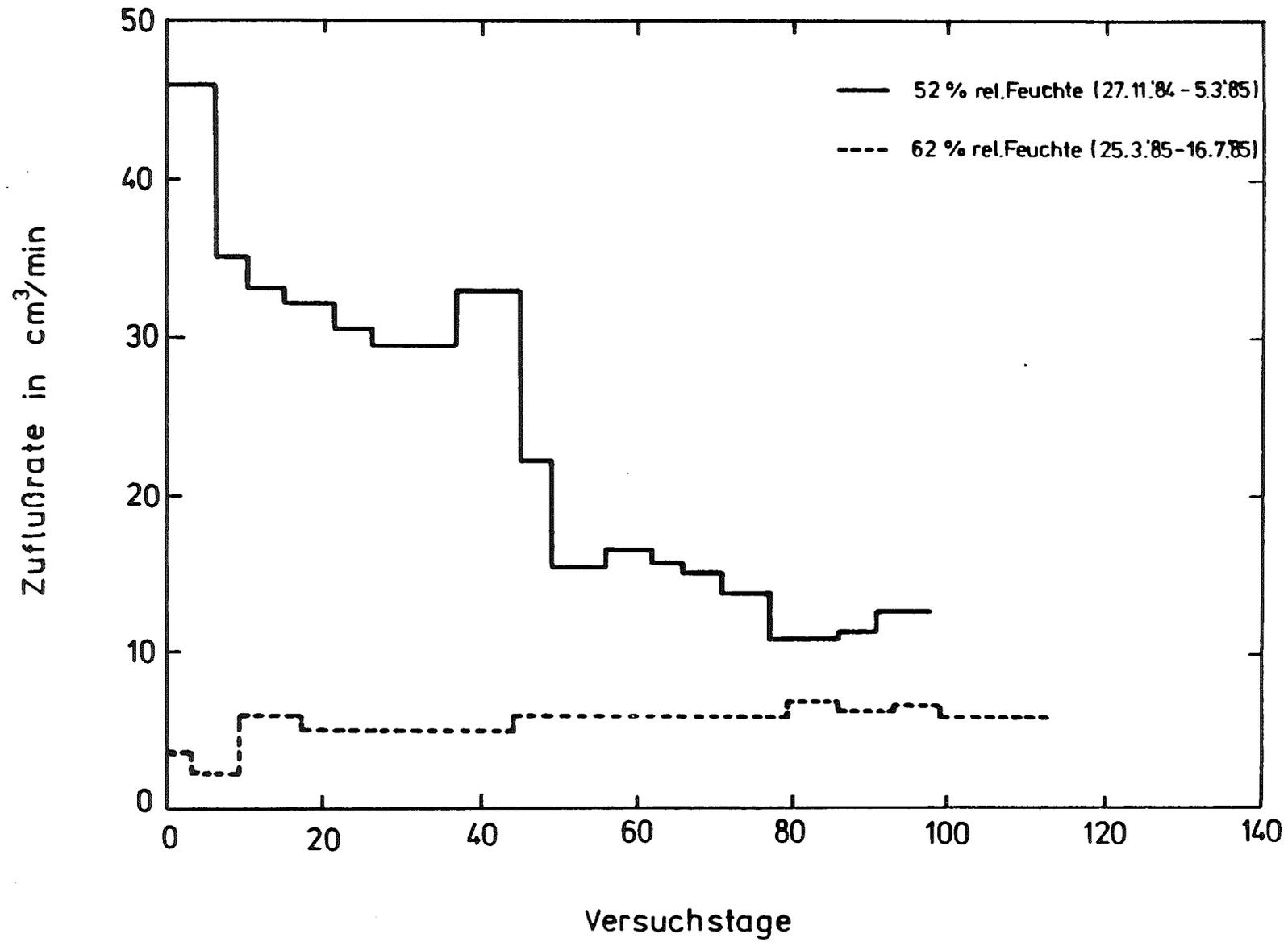


Abb. 4-1 Zuflußrate in die Ventilationsteststrecke /20/

stellt und es ergab sich eine weitgehend stationäre Zuflußrate von $10 \text{ cm}^3/\text{min}$ nach etwa 100 Tagen. In der anschließenden zweiten Versuchsreihe wurde die relative Feuchte auf 62 % erhöht. Nach etwa 20 Tagen stellten sich wiederum stationäre Verhältnisse ein, wobei die Zuflußrate mit $6 \text{ cm}^3/\text{min}$ etwas geringer war.

Überträgt man die gemessenen Zuflüsse auf die Gesamtlänge des heutigen Streckensystems von etwa 25 km, dann ergeben sich daraus Zuflußraten von 2-3 l/min. Eine solche Übertragung auf das gesamte Grubengebäude ist jedoch nur bedingt möglich, da die Klüftigkeit in der Umgebung der Teststrecke nicht repräsentativ für das gesamte Streckensystem ist.

4.1.2 WASSERMENGENBILANZ DER GRUBE

Zur Ermittlung des Wasserhaushalts der Grube werden die einziehenden und ausziehenden Wetter und der Hauptsumpf überwacht /6/. Im Hauptsumpf werden die untertage anfallenden Wässer zentral gesammelt und in regelmäßigen Abständen nach übertage gepumpt. Aus den abgepumpten Mengen läßt sich eine mittlere Zuflußrate in den Hauptsumpf von etwa 20 l/min errechnen.

Durch die Erwärmung der Wetter in der Grube können diese Feuchtigkeit aufnehmen. Aus den Feuchtigkeitsdifferenzen der ein- und ausziehenden Wetter läßt sich ein Wasseraustrag aus der Grube ermitteln. Dieser hängt von den Witterungsverhältnissen übertage und den betrieblichen Aktivitäten untertage ab. Dementsprechend schwankt der Wasseraustrag mit dem Grubenwetter zwischen 20 und 50 l/min.

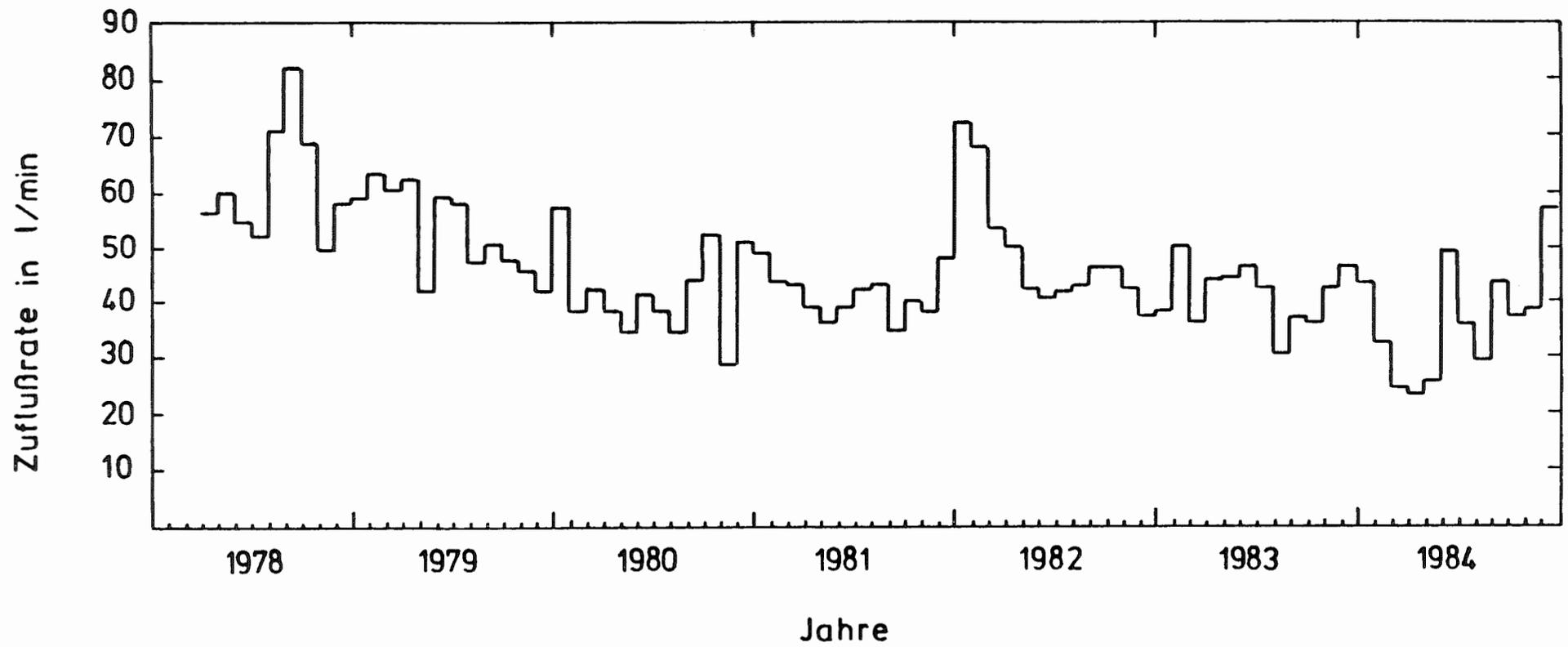


Abb. 4-2: Zuflüsse aus dem Gebirge aus einer Wassermengenbilanz der Grube /6/ (ergänzt durch neuere Messungen)

Die Wasserausträge über die Wetter und dem Sumpf wurden durch die Zuflüsse aus dem Gebirge gespeist. Ein geringer Beitrag von etwa 5 l/min wird durch die Verwendung von Frischwasser, z.B. zur Staubminderung bei Abbautätigkeiten, verursacht. Aus der Bilanz der erwähnten Ein- und Austräge läßt sich der Zufluß aus dem Gebirge errechnen. Der entsprechende Zeitverlauf ist in Abbildung 4-2 dargestellt. Die mittlere Zuflußrate aus dem Gebirge beträgt etwa 50 l/min.

4.1.3 ANALYTISCHE ABSCHÄTZUNG DER ZUFLUSSRATE

Unter der Annahme, daß der Korallenoolith ein gespannter Grundwasserleiter ist, lassen sich die Zuflüsse in das Grubengebäude analytisch abschätzen. Der Korallenoolith wird oben und unten durch wenig durchlässige Ton- und Mergelsteine und nach Westen und Osten durch undurchlässige Bereiche wie z.B. Salzdiapire begrenzt. Im Süden keilt der Korallenoolith an den überliegenden Tonsteinen aus, während im Norden ein Ausstreichen ins Quartär erfolgt. Da das Grubengebäude im südlichen Endbereich des Korallenooliths liegt und die Ausdehnung nach Norden etwa 40 km beträgt wird als Modell eine einseitige Grabenanströmung in einen unendlich langen Strömungsleiter betrachtet. Die Modellvorstellung ist in Abbildung 4-3 dargestellt.

Für die Darcy-Strömung in einem ebenen, horizontalen und gespannten Grundwasserleiter ergibt sich die Absenkung s gegenüber dem ungestörten hydraulischen Potential als Funktion von Ort x und Zeit t aus folgender Grundgleichung /21/

$$\frac{\partial^2 s}{\partial x^2} = \frac{s'}{k_f} \cdot \frac{\partial s}{\partial t} \quad (4-1)$$

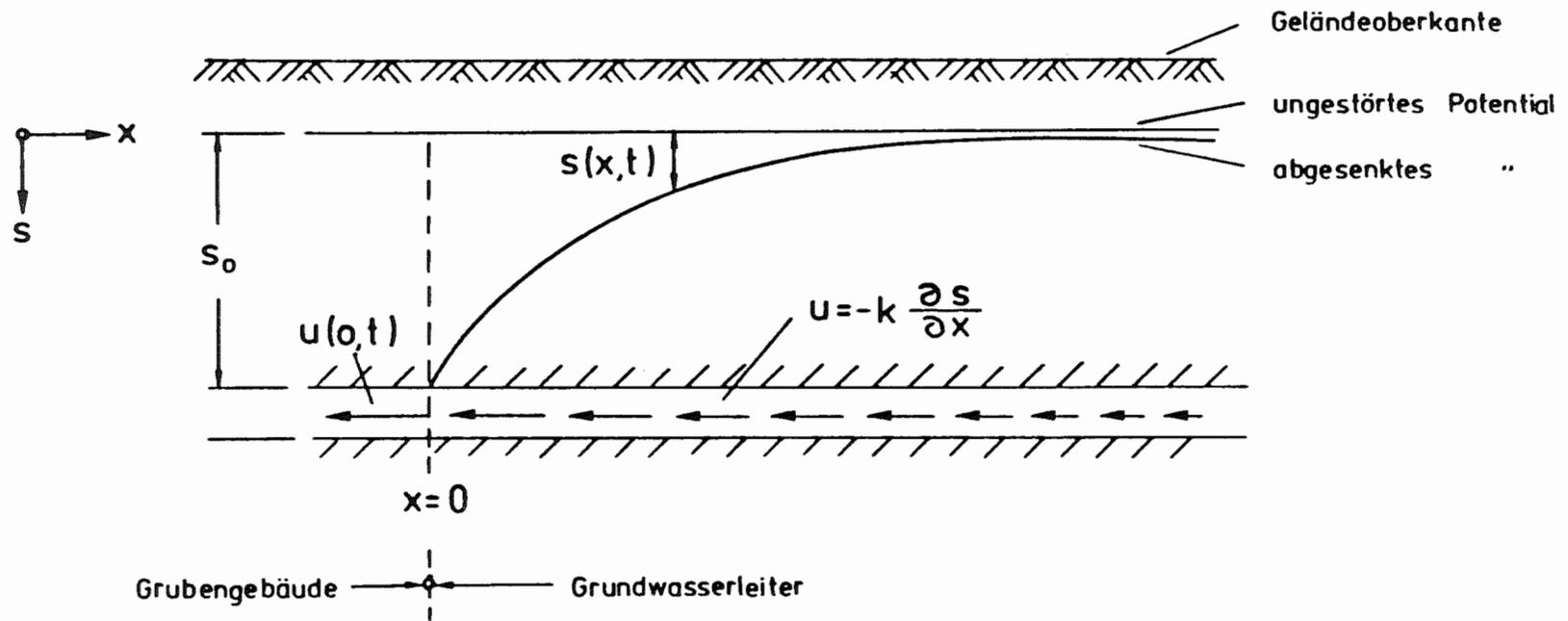


Abb. 4-3: Schematische Darstellung der Grabenanströmung

mit k_f : Durchlässigkeit
 S' : spezifischer Speicherkoeffizient

und den Rand- und Anfangsbedingungen

$$\begin{aligned} s(\infty, t) &= 0 \\ s(0, t) &= s_0 \\ s(x, 0) &= 0 \text{ für } x > 0 \end{aligned} \quad (4-2)$$

Betrachtet man ein Volumenelement eines Wasserleiters dann gibt der spezifische Speicherkoeffizient die Änderung des gespeicherten Wasservolumens bezogen auf ein Volumenelement des Wasserleiters pro Änderung des hydraulischen Potentials in Metern an. Für die angegebenen Rand- und Anfangsbedingungen erhält man nach einer Laplace-Transformation eine Lösung der obigen Gleichung.

$$s(x, t) = s_0 \cdot \operatorname{erfc} \left(x \cdot \sqrt{\frac{S'}{4 \cdot k_f \cdot t}} \right) \quad (4-3)$$

Aus dieser Lösung ergibt sich die Darcy-Geschwindigkeit zu

$$u(x, t) = -k_f \cdot \frac{\partial s(x, t)}{\partial x} = s_0 \cdot \sqrt{\frac{S' \cdot k_f}{\pi \cdot t}} \cdot e^{-\frac{x^2 \cdot S'}{4 \cdot k_f \cdot t}} \quad (4-4)$$

Betrachtet man einen Strömungsleiter mit dem Querschnitt A , dann ergibt sich die Zuflußrate in das Grubengebäude ($x=0$) wie folgt:

$$Q(t) = A \cdot u(0, t) = A \cdot s_0 \cdot \sqrt{\frac{S' \cdot k_f}{\pi \cdot t}} \quad (4-5)$$

Für die Berechnung der Zuflußrate werden folgende Werte angesetzt:

$$\begin{aligned} s_0 &= 1000 \text{ m} \\ A &= 100 \text{ m} \times 4000 \text{ m} \\ S' &= 10^{-6} \text{ m}^{-1} \\ k_f &= 10^{-8} \text{ m/s} \end{aligned}$$

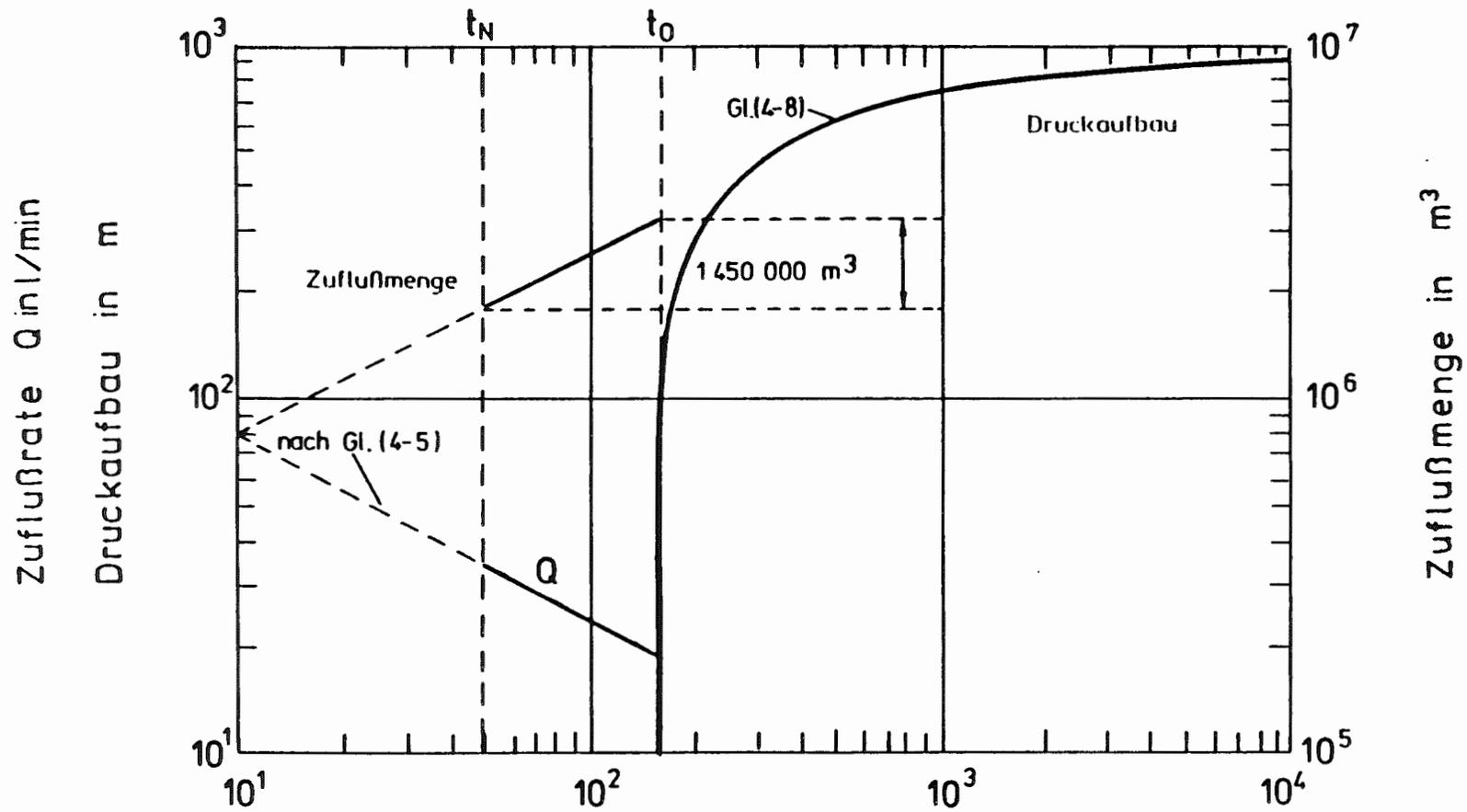
Der spezifische Speicherkoeffizient ist als mittlerer Wert der Literatur /22/ entnommen. Für die Durchlässigkeit des Korallenooliths wurde ein realistischer Wert /12/ ausgewählt, um einen Vergleich mit gemessenen Zuflußraten zu ermöglichen.

Für den heutigen Zeitpunkt, etwa 25 Jahre nach Auffahrung der Grube, ergibt sich eine Zuflußrate von 50 l/min (siehe Abbildung 4-4). Diese stimmt gut mit dem entsprechenden Wert aus der Wassermengenbilanz der Grube überein.

4.1.4 ABSCHÄTZUNG DER AUFFÜLLDAUER

Zur Abschätzung der Auffülldauer der Resthohlräume im Grubengebäude wird angenommen, daß die Auffüllung der Einlagerungskammern, der Infrastruktur und der alten Abbaufelder mit der Nachbetriebsphase beginnt. Dies ist etwa 50 Jahre nach Beginn der Druckabsenkung, auf die sich die vorgestellte analytische Abschätzung bezieht. Der aufzufüllende Hohlraum beträgt 1 450 000 m³ (siehe Unterkapitel 2.3.2), wobei eine Reduktion durch Konvergenzprozesse in der Nachbetriebsphase nicht berücksichtigt wird.

Durch Integration der Zuflußrate für Zeiten größer als 50 Jahre ergibt sich die aktuell zugeflossene Menge. Eine Zuflußmenge, die dem Resthohlraumvolumen entspricht, wird nach einer Zuflußdauer von 115 Jahren erreicht (siehe Abbildung 4-4).



Zeit nach Beginn der Grubenauffahrung t in a

t_N : Beginn der Nachbetriebsphase

t_0 : Auffüllzeitpunkt des Grubengebäudes

Abb. 4-4: Zuflüsse in das Grubengebäude und Druckaufbau

4.1.5 AUSGLEICH DER DRUCKABSENKUNG

Zum Zeitpunkt t_0 ist die Auffüllung der Hohlräume des Grubengebäudes abgeschlossen. Bis zu diesem Zeitpunkt entspricht die Druckabsenkung dem in Abbildung 4-3 gezeigten Verlauf. Der Wasserzustrom in das Grubengebäude $Q(t)$ wird durch Gleichung (4-5) beschrieben.

Ab dem Zeitpunkt t_0 dauert die Wasserbewegung in Richtung auf das Grubengebäude aufgrund des vorhandenen Absenkungsgradienten an. Dies führt im Grubengebäude zu einer fortschreitenden Verringerung der Absenkung bis zu einer Wiederherstellung des Ausgangszustandes.

Obwohl der Verlauf der Absenkung für $t > t_0$ durch die Wasserbewegung im Strömungsleiter und im Grubengebäude bestimmt wird, kann der Einfluß des Grubengebäudes vernachlässigt werden. Diese Annahme ist vertretbar, weil die zum Ausgleich der Druckabsenkung benötigte Wassermenge im Strömungsleiter groß gegen die entsprechende Wassermenge für das Grubengebäude ist. Dies ist gleichbedeutend mit der Annahme, daß Druckausgleichvorgänge durch die Eigenschaften und den Zustand des Strömungsleiters bestimmt werden. Damit existiert nach dem Zeitpunkt t_0 kein weiterer Zustrom ins Grubengebäude; die Absenkung s ist über die Ausdehnung des Grubengebäudes konstant und somit identisch mit der Absenkung am Rand des Strömungsleiters bei $x = 0$.

Die Berechnung des Druckaufbaus im Grubengebäude ist somit zurückgeführt auf die Bestimmung der Absenkung $s(0,t)$ für $t > t_0$. Diese ergibt sich als Lösung von Gleichung (4-1) mit den Randbedingungen

$$\frac{\partial s}{\partial x}(0,t) = 0$$

(4-6)

$$s(\infty,t) = 0$$

und der Anfangsbedingung $s(x, t_0)$ aus Gleichung (4-3). Die gesuchte Absenkung $s(0, t)$ für $t > t_0$ erhält man analog zur Lösung des entsprechenden Wärmeleitproblems nach /23/ zu

$$s(0, t) = \frac{2}{\pi} \cdot s_0 \cdot \arcsin \sqrt{\frac{t_0}{t}} \quad (4-7)$$

Abbildung 4-4 zeigt den Zeitverlauf des Druckaufbaus

$$h(0, t) = s_0 - s(0, t) \quad (4-8)$$

Danach werden erst in 10^4 Jahren ca. 92 % des ungestörten hydrostatischen Drucks im Grubengebäude erreicht.

4.1.6 BEGINN DER FREISETZUNG AUS DEM GRUBENGEBÄUDE

Aus den vorangegangenen Abschätzungen ergibt sich für die Auffüllung der Resthohlräume eine Zeitdauer von 115 Jahren und für die Wiederherstellung der ursprünglichen Porenwasserdrücke eine Zeitdauer von mehr als 10 000 Jahren. Bei beiden Abschätzungen sind die Konvergenzvorgänge in der Nachbetriebsphase nicht berücksichtigt worden. Diese führen zu einer Verkürzung der jeweiligen Zeitdauern.

Die Mobilisierung von Radionukliden aus Abfallgebinden würde innerhalb der genannten 115 Jahre beginnen, je nachdem, wann die entsprechende Einlagerungskammer mit Wässern gefüllt ist. Dies erfolgt in der Reihenfolge der Tiefenlage der Kammern. Da die anzusetzenden Zeitdauern kurz verglichen mit nachfolgenden Zeitdauern bei der Nuklidenausbreitung sind, wird ein Beginn der Mobilisierung zu Beginn der Nachbetriebsphase angenommen.

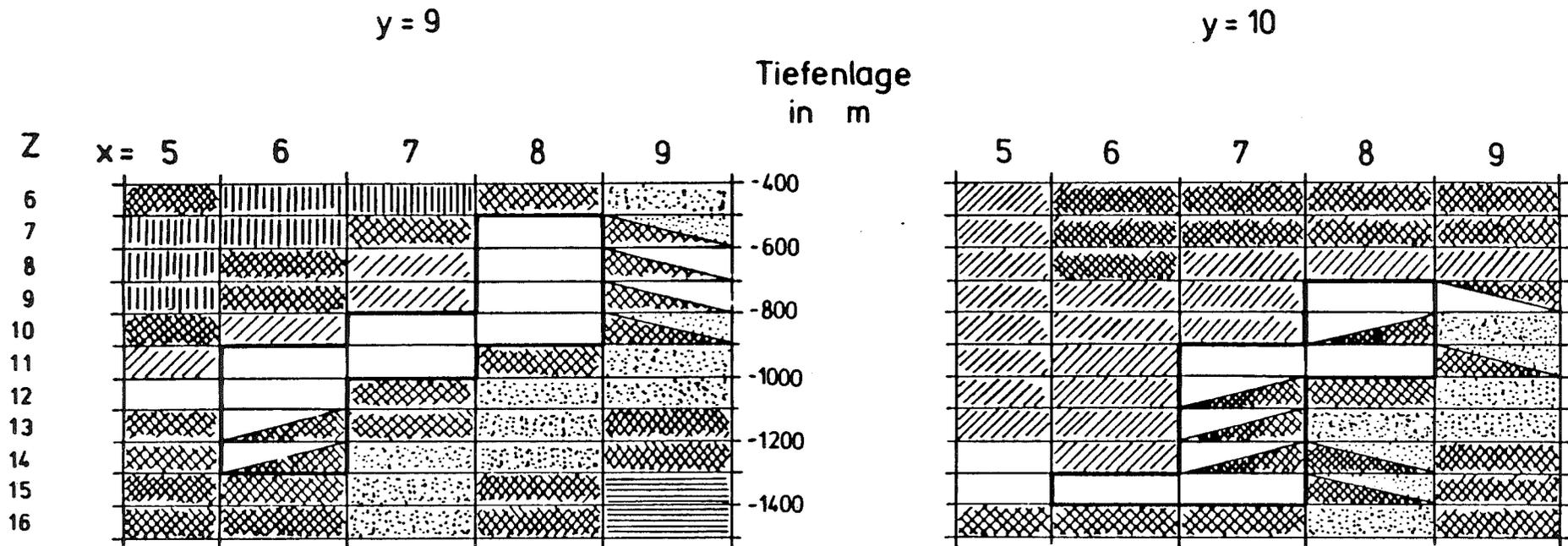
Eine Freisetzung von Radionukliden aus dem Grubengebäude durch die Bewegung des Tiefenwassers kann erst nach der Wiederherstellung der ursprünglichen Porendruckverhältnisse erfolgen. Dies würde erst nach mehr als 10 000 Jahren erfolgen. Da die Verkürzung dieser Zeitspanne durch Konvergenzprozesse jedoch nicht abgeschätzt wurde, wird der Beginn der Freisetzung mit dem Beginn der Mobilisierung und damit der Nachbetriebsphase angenommen.

4.2 DURCHSTRÖMUNG DES GRUBENGEBÄUDES

Nach der Auffüllung der Resthohlräume im Grubengebäude und dem Wiederaufbau der ursprünglichen Porenwasserdrücke wird eine Durchströmung des Endlagerbereichs aufgrund von Differenzen in den regionalen Grundwasserständen einsetzen. Hierzu werden zunächst die Modellrechnungen zur Grundwasserbewegung am Standort KONRAD ausgewertet, aus denen sich ein Volumenstrom durch den Endlagerbereich ergibt. Zur Feststellung, welcher Teil des Volumenstroms durch den Endlagerbereich das Streckensystem des Grubengebäudes durchströmt, werden analytische Abschätzungen und einfache numerische Berechnungen vorgestellt.

4.2.1 DURCHSTRÖMUNG DES ENDLAGERBEREICHES

Die Modellannahmen und Eingangsdaten zur Berechnung der großräumigen Grundwasserbewegung werden in Kapitel 5 ausführlich erläutert. Das betrachtete Modellgebiet umfaßt ein Volumen von $13,5 \times 48,7 \times 2,4 \text{ km}^3$, das in 10 350 Blöcke unterteilt ist. Aufgrund der gewählten Diskretisierung wird das Oxford im Bereich des Endlagers durch 19 zusammenhängende Blöcke repräsentiert. Diese sind in Abbildung 4-5 in zwei vertikalen West-Ost-Schnitten dargestellt.



Bemerkung: Die Schichtangaben beziehen sich auf die Durchlässigkeiten in x- und z-Richtung. Bei geteilten Blöcken beziehen sich die unteren Angaben auf die Durchlässigkeit in x-Richtung

Abb. 4-5: Gesteinsschichten im Lagerbereich

Durch Bilanzierung der Volumenströme durch die Oberfläche aller Blöcke des Endlagerbereichs läßt sich die Durchströmungsrate ermitteln. Die Ergebnisse für die beiden Varianten der Durchlässigkeit der Unterkreide-Tone sind in Tabelle 4-1 dargestellt. In beiden Fällen wird der Endlagerbereich zunächst weitgehend horizontal innerhalb des Korallenooliths im wesentlichen von Süden nach Norden durchströmt. Ein zusätzlicher Zustrom erfolgt von oben aus dem Kimmeridge und von unten aus den Dogger-Tonen. Ein zusätzlicher Austritt erfolgt nach oben in den Kimmeridge und bei geringerer Durchlässigkeit der Unterkreide-Tone auch nach unten in die Dogger-Tone.

Die Durchströmungsraten des Endlagerbereichs sind geringfügig von der Durchlässigkeit der Unterkreide-Tone abhängig. Die Durchströmungsrate von $3200 \text{ m}^3/\text{a}$ verringert sich bei einer 100-fachen Reduktion der Tondurchlässigkeit um etwa einen Faktor 2 auf $1620 \text{ m}^3/\text{a}$.

4.2.2 DURCHSTRÖMUNG DES STRECKENSYSTEMS

Die Wassermenge, die den Endlagerbereich durchströmt, wird wegen der hohen Durchlässigkeit des Streckensystems bevorzugt durch die Strecken fließen. Der Anteil der Wassermenge, der das Streckensystem durchfließt, wird in diesem Unterkapitel bestimmt.

Die Hauptausrichtung des Streckensystems ist in Süd-Nord-Richtung und stimmt im wesentlichen mit der Hauptströmungsrichtung der Tiefenwässer überein. Daher ist von einer Längsdurchströmung der Strecken auszugehen. Da jedoch auch vertikale Strömungskomponenten vorhanden sind, wird vergleichend der Fall einer Queranströmung von Strecken behandelt. Eine schematische Darstellung dieser beiden Grenzfälle ist in Abbildung 4-6 und 4-7 gegeben.

STRÖME	DURCHLÄSSIGKEIT DER UNTERKREIDE-TONE IN m/s	
	10^{-10}	10^{-12}
Zustrom aus:		
- Dogger	1580	640
- Kimmeridge	820	500
- Oxford	800	480
Ausstrom in:		
- Dogger		90
- Kimmeridge	1800	820
- Oxford	1400	710
Durchströmung	3200	1620

Tab. 4-1: Volumenströme im Endlagerbereich in m^3/a

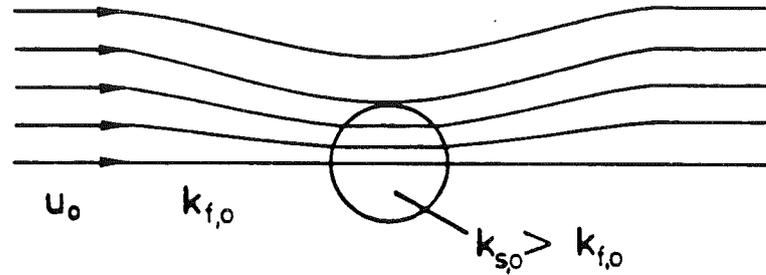


Abb. 4-6: Schematische Darstellung der Streckendurchströmung bei der Anströmung quer zur Streckenachse

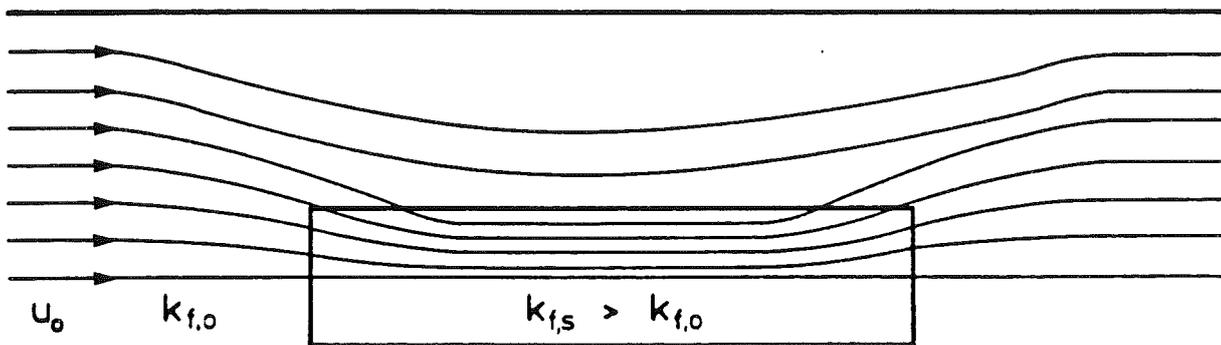


Abb. 4-7: Schematische Darstellung der Streckendurchströmung bei der Anströmung längs der Streckenachse

4.2.2.1 ANSTRÖMUNG QUER ZUR STRECKENACHSE

Zur Behandlung der Queranströmung wird eine einzelne Strecke mit einem kreisförmigen Querschnitt betrachtet. Dieser Fall ist analog zu dem eines dielektrischen Zylinders in einem Medium mit unterschiedlichen elektrischen Eigenschaften. Hierfür ist eine analytische Lösung vorhanden /24/. Bei der Übertragung dieser Lösung auf ein gesättigtes, poröses Medium ergibt sich eine konstante Darcy-Geschwindigkeit im Bereich des Zylinders zu

$$u_s = 2 \cdot u_o \cdot \frac{k_{f,s}}{k_{f,s} + k_{f,o}} \quad (4-9)$$

Der Index s bezieht sich hierbei auf den Zylinderquerschnitt und der Index o auf den ungestörten äußeren Bereich.

Bei einer deutlich höheren Durchlässigkeit im Bereich des Zylinders ($k_{f,s}$) als im umgebenden Medium ($k_{f,o}$) ergibt sich als Maximum eine Verdopplung der Darcy-Geschwindigkeit. Bei einer Übertragung auf die geometrischen Verhältnisse des Grubengebäudes unter diesen Bedingungen, verteilt sich die Durchströmungsrate zu 40 % auf die Strecken und zu 60 % auf den umgebenden Bereich. Hierbei ist von einem Streckendurchmesser von 7 m und von einem Abstand der Streckenachsen von 35 m ausgegangen worden.

4.2.2.2 ANSTRÖMUNG LÄNGS ZUR STRECKENACHSE

Zur Behandlung der Längsanströmung wird eine einzelne Strecke mit einem Querschnitt A_s und einer Durchlässigkeit $k_{f,s}$ in einem äußeren Medium mit dem Querschnitt A_o und der Durchlässigkeit $k_{f,o}$ betrach-

tet. Ist die Länge der Strecke ausreichend groß, können im mittleren Bereich der Strecke die Randeffekte von den beiden Streckenenden vernachlässigt werden (siehe Abbildung 4-7). Der Durchströmungsanteil im mittleren Streckenbereich entspricht dann dem Verhältnis der Strömungswiderstände

$$\frac{Q_s}{Q_o} = \frac{A_s \cdot k_{f,s}}{A_s \cdot k_{f,s} + (A_o - A_s) \cdot k_{f,o}} \quad (4-10)$$

Zur Ermittlung des Durchströmungsanteils für die Strecken des betrachteten Grubengebäudes wird von einer Streckendurchlässigkeit von 10^{-3} m/s und einer Durchlässigkeit des Korallenooliths von 10^{-7} m/s ausgegangen. Der umgebende Bereich einer Strecke ergibt sich aus der mittleren Mächtigkeit des Korallenooliths von etwa 100 m und dem Abstand der Streckenachsen von 35 m. Bei einem Streckenquerschnitt von 40 m^2 ergibt sich ein Durchflußanteil durch die Strecke für den Fall der Längsanströmung von 99 %.

Da der Einfluß der Streckenausdehnung auf die Durchflußmenge sich analytisch nicht bestimmen läßt, wurden numerische Rechnungen mit dem Programm SWIFT /3/ für eine stark vereinfachte Geometrie durchgeführt. Hierbei wurde nicht eine einzelne Strecke, sondern das gesamte Streckensystem betrachtet, wobei der Bereich des Korallenooliths, in dem sich das Streckensystem befindet, als homogener Bereich aufgefaßt wird. Dementsprechend müssen für die Durchlässigkeiten dieses Bereichs geeignete Mittelwerte verwendet werden. Im einzelnen wurde angenommen:

- Der Bereich, in dem sich das Streckensystem befindet, hat einen Querschnitt von 6 m x 1600 m und eine Länge von 2000 m.

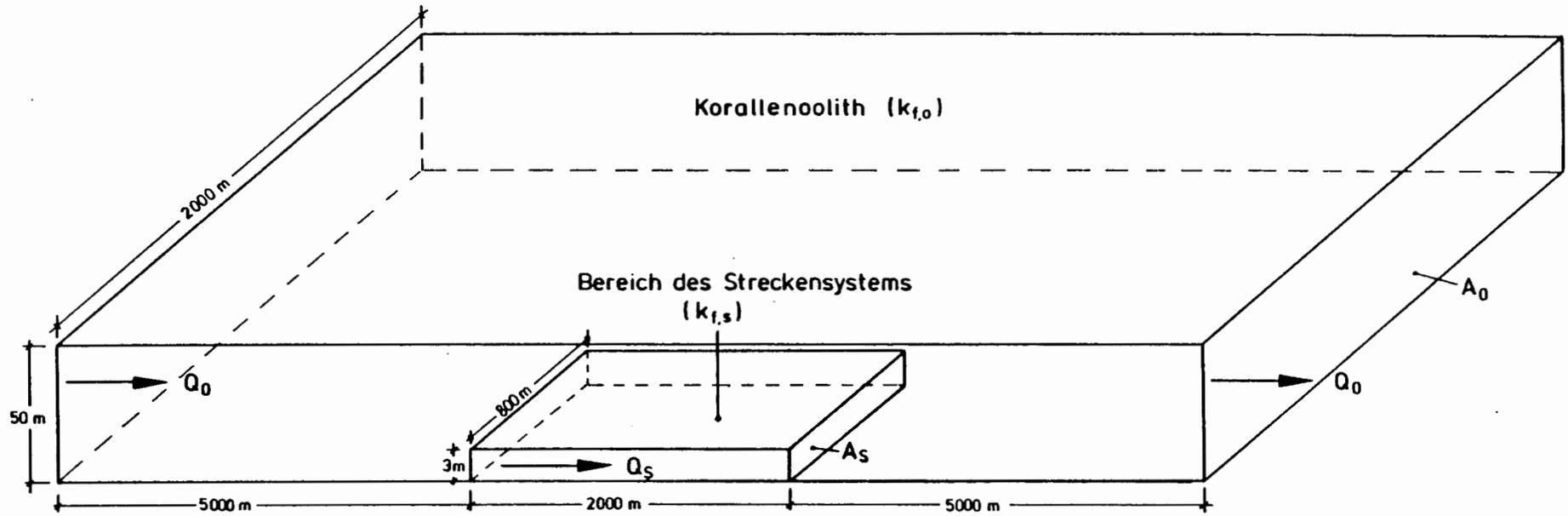
- Die Umgebungsformation ist deutlich länger und hat einen Querschnitt von 100 m x 4000 m.

Das betrachtete Modell unter Ausnutzung von Symmetriebedingungen ist in Abbildung 4-8 dargestellt. Das Modellgebiet wird längs mit einer konstanten Durchflußrate Q_0 durchströmt, ohne daß ein Durchtritt durch die seitliche Berandung der Umgebungsformation zugelassen wird. In Abbildung 4-9 sind die Ergebnisse einiger numerischer Berechnungen im Vergleich zur analytischen Abschätzung jeweils in Abhängigkeit vom Durchlässigkeitsverhältnis dargestellt. Man erkennt, daß die Ergebnisse der numerischen und analytischen Rechnungen nahe beieinander liegen.

Zur Abschätzung eines Durchlässigkeitsverhältnisses für das betrachtete Gebiet wird von einer Durchlässigkeit des Korallenooliths von 10^{-7} m/s und derjenigen des verfüllten Streckensystems von 10^{-3} m/s ausgegangen. Der Mittelwert für den homogenen Bereich mit dem Streckensystem ergibt sich bei einer Streckenbreite von 7 m und einem Abstand der Streckenachse von 35 m zu etwa $2 \cdot 10^{-4}$ m/s. Für das sich daraus ergebende Durchlässigkeitsverhältnis von 2000 erhält man aus den numerischen Berechnungen einen Durchflußanteil für den homogenen Bereich von mehr als 70 %.

4.2.3 DURCHSTRÖMUNG DER EINLAGERUNGSFELDER

Der Anteil an der Durchströmungsrate des Endlagerbereichs, der auch das Streckensystem betrifft, liegt entsprechend den vorangegangenen Abschätzungen zwischen 40 % und nahezu 100 % je nach Art der Anströmung. Da eine Durchströmung aufgrund der Bewegungsrichtung des Tiefenwassers im wesentlichen längs der Strecken erfolgt, wird angenommen, daß 100 % der Wassermengen, die den Endlagerbereich durchströmen, durch das Streckensystem fließen.



Q_0 Volumenstrom im Wasserleiter
 Q_s Volumenstrom im Bereich des Streckensystems

Abb. 4-8: Schematische Darstellung der Strömungskonfiguration für die numerische Rechnung

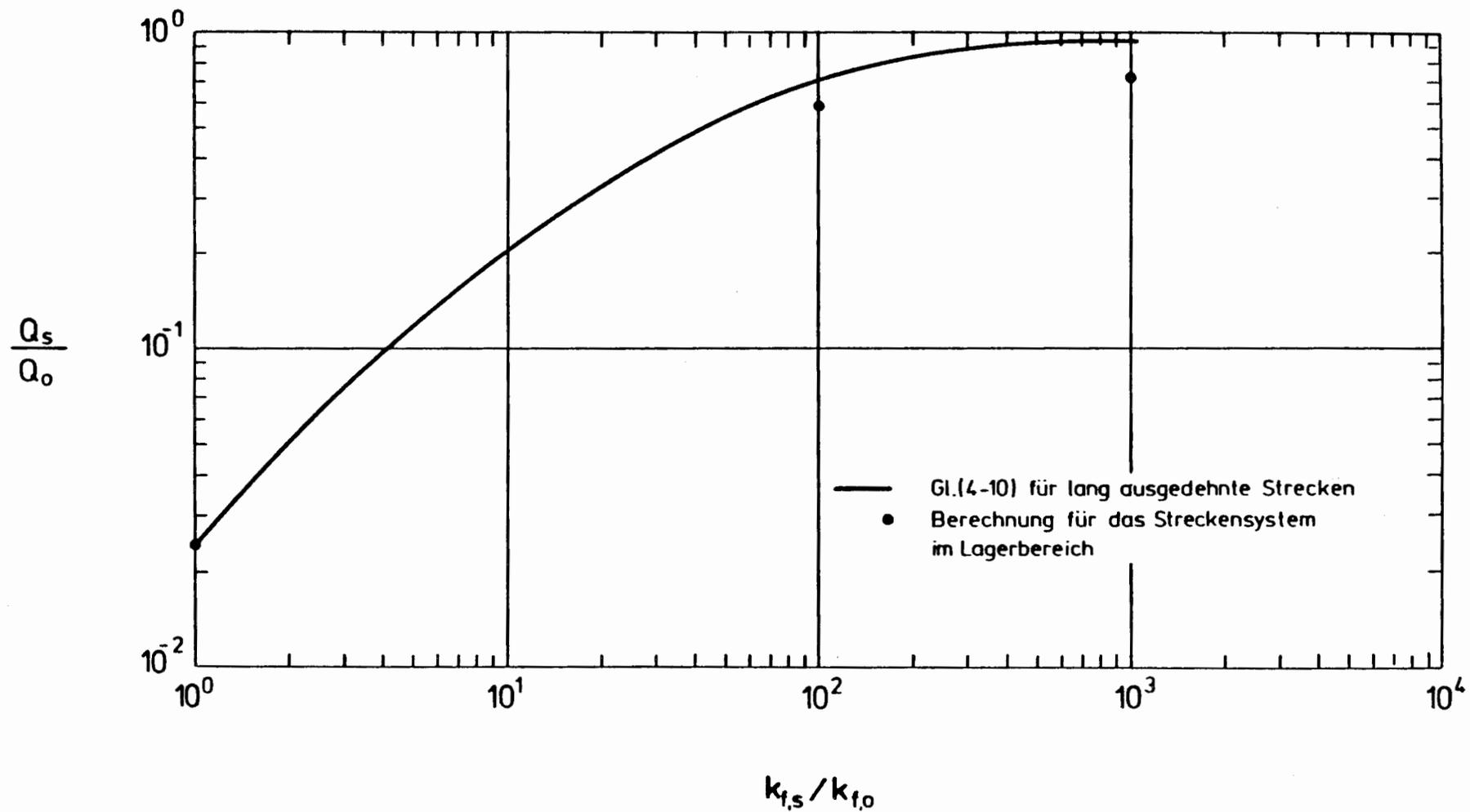


Abb. 4-9: Einfluß der Streckenausdehnung auf die Durchflußmenge in Abhängigkeit vom Durchlässigkeitsverhältnis

Bei den Strecken und Kammern im Grubengebäude handelt es sich teilweise um alte Abbaufelder. Aufgrund der geometrischen Anordnung von alten Abbaufeldern und Einlagerungsfeldern (siehe Abbildung 2-1) ist zu erwarten, daß die Durchströmung von Einlagerungsfeldern und alten Abbaufeldern weitgehend getrennt voneinander erfolgt. Bei der geometrischen Anordnung der Felder und den Breiten der Einlagerungsfelder und alten Abbaufelder kann man eine Aufteilung der Durchströmung auf alte Abbaufelder zu einem Drittel und auf die Einlagerungsfelder zu zwei Drittel erwarten. Da aufgrund der komplizierten Streckenanordnung ein genauer Anteil nicht angegeben werden kann, wird angenommen, daß sich die gesamte Durchströmungsrate auf die Einlagerungsfelder bezieht. Dies führt zu einer schnelleren Freisetzung der Radionuklide aus dem Grubengebäude.

4.3 CHEMISCHES MILIEU

Sämtliche Vorgänge im Bereich des Endlagers, die auf chemischen Effekten beruhen, wie z.B. Mobilisierung, Ausfällung und Sorption, hängen stark vom chemischen Milieu speziell der flüssigen und damit mobilen Phase ab. Das chemische Milieu der flüssigen Phase ist bestimmt durch ihre Zusammensetzung. Diese hängt in ihren Haupt- und Nebenbestandteilen ab von der ursprünglichen Zusammensetzung der zugetretenen Lösung, von ihrer Wechselwirkung mit den Abfällen und den anstehenden Gesteinen sowie von Druck und Temperatur. Diese Einflußgrößen sind vom Ort und der Zeit abhängig. Ein zusätzliches Problem ist die Kinetik der Einstellung des chemischen Milieus. In dieser Analyse wird angenommen, daß es zur Ausbildung von Gleichgewichtszuständen kommt, d.h. daß die chemischen Reaktionen deutlich schneller ablaufen als die Transportvorgänge. Bei den langen Grundwasserlaufzeiten scheint dies gerechtfertigt.

Da eine vollständige Beschreibung des komplexen Problems nicht möglich ist, wird versucht, das Milieu der flüssigen Phase durch geeignete pauschale Einflußgrößen wie pH-Wert, Redoxpotential, Ionenstärke und Komplexbildungskapazität zu charakterisieren. Die pauschalen Parameter werden verwendet, um die letztlich gewünschten Werte, nämlich die molekulardispersen Ionenkonzentrationen, die den mobilen Anteil der Radionuklide darstellen, zu ermitteln.

Das chemische Milieu im wassergefüllten Grubengebäude wird weitgehend durch die zufließenden Wässer bestimmt. Diese sind stark salin mit Ionenstärken von etwa 4 und haben mäßige Mg^{2+} - bzw. Ca^{2+} - Konzentrationen von 0,1 mol/l bzw. 0,3 mol/l. Der pH-Wert wird stark durch den Zementanteil der Abfälle beeinflusst. Experimente zu seiner Abschätzung /25/ seien hier kurz beschrieben: Gemische von Versatzmaterial und Portlandzement PZ35F (Rohmaterial) unterschiedlicher Zusammensetzung wurden mit Formationswasser bei einem Volumen-Masse-Verhältnis von einem Liter pro Kilogramm unter Ar/CO_2 -Atmosphäre in Kontakt gebracht. Nach 3 Wochen wurden je nach Mischungsverhältnis des Festoffs pH-Werte zwischen 6,2 und 11,6 gemessen. Aufgrund der abgeschätzten Mischungsverhältnisse im Endlager kann ein pH-Wert über 8 erwartet werden.

Aufgrund dieser Experimente und anderer Überlegungen /26/ wird bei der Ermittlung der Daten für die Modellierung chemischer Effekte im Grubengebäude von folgenden Voraussetzungen ausgegangen:

- Das chemische Milieu ist im gesamten Bereich des Endlagers zeitlich und räumlich konstant.
- Der pH-Wert liegt zwischen 8 und 10.

- Die Komplexbildungskapazität wird aufgrund der Inventare und des verfügbaren Volumens durch eine EDTA-Konzentration von 10^{-3} mol/l beschrieben.

Unter Berücksichtigung dieser Randbedingungen wurden aus experimentellen Untersuchungen die Modellierungsparameter für Mobilisierung, Ausfällung und Sorption (siehe entsprechende Unterkapitel) ermittelt.

4.4 MOBILISIERUNG AUS ABFALLGEBINDEN

Die eingelagerten Abfälle werden durch Behälter vor der Einwirkung zutretender Wässer geschützt. Nach dem Ausfall dieser Behälter beginnt die eigentliche Mobilisierung.

Unter Mobilisierung im engeren Sinne wird hier die durch Einwirkung von Lösungen auf die fixierten Abfälle verursachte Umsetzung der Matrix zu Korrosionsprodukten und die damit einhergehende vollständige Auflösung der darin verteilten Nuklide verstanden.

Für die Nuklide sind dabei zwei Teilschritte von Wichtigkeit; erstens das Aufbrechen des Matrixgefüges unter Bildung von Ionen und zweitens der Abtransport dieser Ionen aus der "Reaktionsschicht" (möglicherweise unter Bildung von Komplexen, Kolloiden o.ä.), der jedoch durch Ausfällung infolge lokaler pH-Wert-Änderungen behindert sein kann.

Eine eventuell unmittelbar daran anschließende Ausfällung als schwerlöslicher Niederschlag oder Sorption an Versatzmaterial bzw. Korrosionsprodukten von Gebindebestandteilen wird getrennt modelliert (siehe Unterkapitel 4.5).

Die Mobilisierung der Nuklide aus den Abfallgebinden durch zutretende Lösungen wird durch ein Mobilisierungsmodell beschrieben, das zwei rückhaltende Effekte berücksichtigen kann:

- Den Abschluß durch die Behälter, der die Einwirkung der Lösungen auf die Matrix verzögert.
- Die auflösungshemmende Wirkung der Fixierung der Nuklide in der Matrix.

Eine Beschreibung der Behälter und ihrer Standzeiten wird in Unterkapitel 4.4.1 gegeben. Die Barrierenwirkung der Behälter wird in dieser Analyse nicht berücksichtigt, da die Standzeit von 4 Jahren wegen des geringen Wertes keinen merklichen Einfluß hat.

Der Einfluß der Fixierung wird durch eine elementspezifische Mobilisierungsdauer charakterisiert. Während ihrer Mobilisierungsdauer werden die Nuklide mit konstanter Rate umgesetzt und damit mobilisiert, wobei eine Überlagerung durch den radioaktiven Zerfall berücksichtigt wird. Eine detaillierte Beschreibung der Modellierung wird in Unterkapitel 4.4.2 gegeben.

4.4.1 AUSFALL DER BEHÄLTER

Alle Abfälle werden in Behältern in das Endlager verbracht. Als Behälter für das Endlager KONRAD sind vorgesehen:

- Fässer in Stahlblechcontainern
- Fässer mit verlorener Betonabschirmung
- Gußbehälter und Gußcontainer
- Container aus Stahlblech
- Container aus Beton

Der Ausfall eines Behälters liegt definitionsgemäß vor, sobald der Behälter den Kontakt zwischen Lauge und Abfallprodukt nicht mehr unterbinden kann. Als mögliche Ursachen für den Ausfall eines Behälters kommen Korrosion und mechanische Einwirkungen in Betracht. Als maximale Behälterstandzeiten ergeben sich unter konservativen Gesichtspunkten /27/

- Gußbehälter und Gußcontainer: 4 a
- andere Behälter : 0 a

Nach dem Ausfall eines Behälters wird dieser hinsichtlich der Mobilisierung als nicht mehr existent betrachtet, so daß die gesamte Abfallmatrix der Lösung ausgesetzt ist und der Abtransport der mobilisierten Nuklide durch den Restbehälter nicht behindert wird.

4.4.2 MOBILISIERUNG AUS DER ABFALLMATRIX

Die Abfälle werden in unterschiedlicher Form fixiert. Diese Fixierung bedingt einen nach Fixierungsart und Element unterschiedlichen Zeitverlauf der Mobilisierung aus einem Abfallgebinde. Die verschiedenen Fixierungsarten werden zu 4 Mobilisierungsgruppen zusammengefaßt:

- Bitumen
- Zement
- Metall
- Sonstige

Innerhalb dieser Gruppen sind jeweils die Abfälle zusammengefaßt, bei denen die Mobilisierung der Nuklide nach den gleichen Zeitgesetzen

modelliert wird. So befinden sich z.B. in der Mobilisierungsgruppe "Bitumen" auch Abfälle, die nicht mit Bitumen verfestigt sind, für die jedoch der gleiche Zeitverlauf der Mobilisierung postuliert wird.

Die Mobilisierung der Radionuklide aus Abfallgebinden wird durch konstante Raten während elementspezifischer Mobilisierungsdauern beschrieben, wobei eine Überlagerung durch den radioaktiven Zerfall berücksichtigt wird. Eine solche einfache Modellierung wurde gewählt, da ein detaillierter Zeitverlauf das Ergebnis nur geringfügig beeinflusst.

Für die 4 Mobilisierungsgruppen lassen sich aus Experimenten Mobilisierungsdauern für die einzelnen Elemente ableiten /28/. Für Blei liegen keine Werte vor. Aufgrund der chemischen Ähnlichkeit mit anderen zweiwertigen Elementen wurde für Mobilisierungsgruppe Bitumen 20 a und für Mobilisierungsgruppe Zement 40 a gewählt. Die Mobilisierungsdauern sind in Tabelle 4-2 aufgeführt.

4.5 AUSFÄLLUNG UND SORPTION VON RADIONUKLIDEN

Im Grubengebäude kann die Mobilität von Nukliden durch Ausfällung und Sorption eingeschränkt werden. Beide Effekte sind elementspezifisch, d.h. alle Isotope eines Elements verhalten sich bezüglich dieser Effekte gleich. Die tatsächlich auftretenden geringen Unterschiede, die als Isotopie-Effekte bezeichnet werden, können unter den gegebenen Bedingungen vernachlässigt werden.

In den beiden folgenden Unterkapiteln wird die Modellierung dieser beiden Effekte im einzelnen behandelt.

MOBILISIERUNGS-GRUPPE	MOBILISIERUNGS-DAUERN (t_M)	ELEMENTE
Bitumen	10 a	C1, J, Sr, Ra, Ca
	20 a	Cs, C, Se, Sn, Zr, Nb, Tc, Ni, Pd, Mo, Sm, Rb, Co, Eu, Pb
	200 a	Aktiniden
Zement	0 a	Cs, Rb, C1
	15 a	Sr, Ra, Ca
	40 a	C, Se, Sn, J, Zr, Nb, Tc, Ni, Pd, Mo, Sm, Co, Eu, Pb
	300 a	J als AgJ
	600 a	Aktiniden
Metall	50 a	Alle Elemente
Sonstige	0 a	Alle Elemente

Tab. 4-2: Elementspezifische Mobilisierungsdauern

4.5.1 AUSFÄLLUNG

Die begrenzte Löslichkeit von Nukliden wird durch elementspezifische Löslichkeitsgrenzen modelliert. Das bedeutet, daß die Konzentration eines Elements an keiner Stelle höher sein kann als diese Grenze. Ist im Grubengebäude von einem Element mehr vorhanden, als sich in dem zur Verfügung stehenden Lösungsvolumen lösen kann, wird dieser überschüssige Teil einen Niederschlag bilden, der als Feststoff nicht transportiert wird.

Da vorausgesetzt wird, daß sich alle Isotope eines Elements chemisch gleich verhalten, hat der Niederschlag das gleiche Isotopenverhältnis wie der gelöste Teil. Ist die Löslichkeitsgrenze überschritten, so errechnet sich der für den Transport relevante gelöste Anteil eines zugehörigen Nuklids nach

$$a_{L,i} = \frac{V_L \cdot L_{e(i)}}{I_{e(i)}} \quad (4-11)$$

- $a_{L,i}$: Anteil des Nuklids i , der gelöst vorliegt
 V_L : Lösungsvolumen in dem betrachteten Bereich
 $L_{e(i)}$: Löslichkeitsgrenze des Elements $e(i)$, zu dem das Nuklid i gehört
 $I_{e(i)}$: Stoffmenge der Isotope des Elements $e(i)$

Der Wert der Löslichkeitsgrenze hängt für ein bestimmtes Element davon ab, in welcher chemischen Bindungsform das Element vorliegt. Der Einfluß der chemischen Bindungsform wird explizit nur bei Jod berücksichtigt. Jod kommt neben verschiedenen leichtlöslichen Verbindungen als

Silberjodid vor, das schwerlöslich ist. In den Rechnungen werden Jod als Silberjodid und Jod in anderer chemischer Form als zwei unterschiedliche und unabhängige chemische Elemente behandelt, die mit JA und J bezeichnet werden.

Eine mögliche Steigerung der Löslichkeit von Silberjodid durch gleichzeitig vorhandenes Jodid wird somit nicht berücksichtigt. Dies ist vertretbar, da eine solche Löslichkeitssteigerung nur bei sehr großen Konzentrationen an leichtlöslichem Jodid auftritt. In diesem Falle ist jedoch die zusätzlich gelöste Silberjodidmenge wesentlich kleiner als die Menge an leichtlöslichem Jodid und damit hinsichtlich der Gesamtmenge des gelösten Jods vernachlässigbar.

Die verwendeten Werte für die Löslichkeitsgrenzen sind in Tabelle 4-3 enthalten. Sie basieren auf Experimenten von verschiedenen Arbeitsgruppen, die unter Berücksichtigung der speziellen Bedingungen der Grube KONRAD durchgeführt wurden /26/. Die Tabelle zeigt u.a., daß wegen des alkalischen Milieus höherwertige Elemente, die Hydroxid-Niederschläge bilden wie z.B. Zirkon, geringe Löslichkeiten aufweisen. Die relativ hohen Löslichkeitsgrenzen von Technetium, Neptunium und Uran erklären sich dadurch, daß diese Elemente in hohen Wertigkeitsstufen vorliegen, in denen sie keine sehr schwer löslichen Hydroxide bilden.

4.5.2 SORPTION

Ein Teil der Nuklide wird durch Sorption an der Oberfläche der Materialien im Grubengebäude festgehalten (sorbiert) und nimmt daher nicht am Transport teil. Zur Modellierung der Sorption wurde das K_d -Konzept verwendet. Hierdurch ist das Verhältnis der Konzentrationen auf dem Sorbens und in der Lösung konstant.

Element	Loeslichkeits- grenze	Kd-Wert
	in mol/l	in l/kg
C	1.E-04	2.
CL	1.E-02	0.
CA	1.E-02	0.
CO	1.E-03	0.2
NI	1.E-03	0.9
SE	1.E-02	0.1
RB	1.E-02	1.
SR	1.E-02	0.
ZR	5.E-07	200.
MO	1.E-04	0.2
NB	5.E-07	1000.
TC	7.E-04	0.4
PD	1.E-04	0.2
SN	1.E-04	0.6
J	1.E-02	0.
JA	1.E-04	0.
CS	1.E-02	30.
SM	1.E-04	0.6
EU	1.E-04	0.6
CM	7.E-07	500.
AM	7.E-07	500.
PU	2.E-07	500.
NP	3.E-05	70.
PA	1.E-05	1000.
TH	1.E-07	200.
U	1.E-04	8.
RA	1.E-03	1.7
PB	1.E-04	0.6
AC	1.E-05	30.

Tab. 4-3: Löslichkeitsgrenzen und K_d -Werte im Grubengebäude

$$K_{de(i)} = \frac{C_{Ad,i}}{C_{L,i}} = \text{const} \quad (4-12)$$

$K_{de(i)}$: Verteilungskoeffizient des Elements $e(i)$

$C_{Ad,i}$: Konzentration des Nuklids i am Sorbens

$C_{L,i}$: Konzentration des Nuklids i in der Lösung

Der Verteilungskoeffizient wird in diesem Falle K_d -Wert genannt. Beim K_d -Konzept ist vorausgesetzt, daß der Vorgang reversibel ist, die spezifische Oberfläche des Sorbens konstant bleibt und der K_d -Wert von den Konzentrationen unabhängig ist. Die mögliche Beeinträchtigung der Sorption bei höheren Elementkonzentrationen wurde bei Uran und Nickel durch eine Reduktion des K_d -wertes berücksichtigt.

Solange keine Ausfällung stattfindet errechnet sich der Anteil des Nuklids, der gelöst ist, zu

$$a_{L,i} = \frac{1}{1 + \frac{m_s}{V_L} \cdot K_{de(i)}} \quad (4-13)$$

V_L : Lösungsvolumen

m_s : Masse des Sorbens

Bei der Ermittlung der Masse des Sorbens werden berücksichtigt: Das eingebrachte Versatzmaterial, das Gestein in der Auflockerungszone und der Zementanteil der Abfallbinde. Dabei wurde angenommen, daß der Zement bzw. seine Korrosionsprodukte die gleichen Sorptionseigenschaften haben wie das umgebende Gestein und das Versatzmaterial. Diese Vorgehensweise erscheint konservativ, da die Korrosionsprodukte als frisch gefällte Hydroxide sehr gute Sorptionseigenschaften haben werden.

Die verwendeten K_d -Werte für die Sorption im Grubengebäude basieren auf umfangreichen Experimenten verschiedener Arbeitsgruppen mit KONRAD-spezifischen Materialien. Bei der Ermittlung der K_d -Werte wurde das im Bereich des Grubengebäudes vorliegende chemische Milieu (siehe Unterkapitel 4.3) besonders hinsichtlich des pH-Wertes und der EDTA-Konzentration berücksichtigt /26/. Die zu verwendenden K_d -Werte sind in Tabelle 4-3 enthalten.

5 VORGÄNGE IM DECKGEBIRGE

Das Transportmedium für Radionuklide aus dem Endlager bis zur Biosphäre ist Tiefenwasser, das nach einem Kontakt mit dem Abfall in oberflächennahe Bereiche gelangt. Die Bewegung des kontaminierten Wassers wird durch das großräumige Grundwassersystem beeinflusst. Das Auffinden potentieller Ausbreitungswege und die Ermittlung der Strömungsverhältnisse entlang dieser Wege wird mit Hilfe eines Grundwassermodells vorgenommen.

Für die numerische Nachbildung des Untersuchungsgebietes KONRAD wird das Rechenprogramm SWIFT verwendet, das gleichzeitig mit der Grundwasserbewegung auch die Ausbreitung von Radionukliden berechnen kann. Da jedoch die Diskretisierung eines Modellgebiets zur Berechnung der Radionuklid Ausbreitung wesentlich feiner sein muß als zur Berechnung der Grundwasserbewegung, werden die Untersuchungen in zwei Schritten durchgeführt. Zuerst wird ein Modell für die großräumige Grundwasserbewegung erstellt. Dieses Modell, die Methode der Auswertung und die Rechenergebnisse werden in den folgenden Unterkapiteln erläutert. Anschließend wird die Radionuklid Ausbreitung in kleinräumigen Modellen für die potentiellen Ausbreitungsgebiete nachgebildet. Deren Lage, Ausdehnung und Fließbedingungen ergeben sich aus dem großräumigen Modell. Hierauf wird in Unterkapitel 7.3 näher eingegangen.

5.1 PHYSIKALISCHE GRUNDLAGEN

Die Bewegung des Wassers im Untergrund wird durch Druckunterschiede hervorgerufen, die z.B. durch Grundwasserspiegelgefälle entstehen. Ein Grundwasserleiter kann entsprechend dem Aufbau seiner Wegsamkeiten

als Kluft- oder als Porenwasserleiter betrachtet werden. Die Wasserdurchlässigkeit eines Kluftwasserleiters wird durch die Beschaffenheit, Häufigkeit und Ausrichtung der Risse und Spalten im Festgestein bestimmt. Je dichter und verzweigter ein Kluftsystem ist, umso gleichmäßiger wird es durchströmt. Es ist aber auch möglich, daß einzelne ausgeprägte Klüfte oder Kluftzonen als Wegsamkeiten dominieren. Die Wasserdurchlässigkeit eines Porenwasserleiters wird durch die Korngrößenverteilung, die Struktur der Kornoberfläche und die Lagerungsdichte bestimmt.

Im allgemeinen betrachtet man in der Grundwasserhydraulik poröse Medien /29/. Dies trifft vor allem bei Lockersedimenten zu, in denen die Wegsamkeiten als eng verzweigtes Netz von Porenkanälen ausgebildet sind. Bereichsweise kann das poröse Medium als homogen angesehen werden, und es lassen sich Mittelwerte für seine hydraulischen Eigenschaften angeben. Die mathematische Beschreibung der Grundwasserbewegung beruht auf dem Darcy'schen Fließgesetz und den Erhaltungssätzen für Masse und Energie des Fluids und seiner Inhaltsstoffe. Die daraus resultierenden Differentialgleichungen können analytisch oder numerisch gelöst werden.

Radioaktive Schadstoffe bewegen sich konvektiv mit dem Wasser und erfahren eine Verteilung durch Dispersion und Diffusion. Gleichzeitig unterliegen die Radionuklide dem Zerfall. Dadurch verringert sich mit der Zeit ihre Menge und es entstehen neue Isotope. Bei vielen Nukliden wird der Transport durch Sorption verzögert. Unter dem Begriff Sorption werden hier die komplexen physikalisch-chemischen Vorgänge zusammengefaßt, die eine Rückhaltung der Radionuklide gegenüber der Bewegung des Wassers zur Folge haben.

Als Dispersion wird die Ausbreitung abweichend von der mittleren Bewegungsrichtung und der mittleren Wassergeschwindigkeit bezeichnet, die durch die Struktur des Porenraums hervorgerufen wird. Man unterschei-

det zwischen longitudinaler Dispersion in Strömungsrichtung und transversaler Dispersion quer zur Strömungsrichtung. Die molekulare Diffusion spielt nur bei sehr kleinen Fließgeschwindigkeiten eine Rolle.

5.2 RECHENPROGRAMM SWIFT

Zur numerischen Modellierung der Grundwasserströmung wird das Programmsystem SWIFT (Simulator for Waste Injection, Flow and Transport) verwendet /3/. Das Programmsystem ist in umfangreichen Untersuchungen /30/ mit Erfolg eingesetzt worden. Seine Anwendbarkeit und Genauigkeit wurde durch Vergleichsrechnungen mit analytischen Lösungen und durch Vergleiche mit anderen Rechenprogrammen getestet /31-33/. Dabei wurde die flexible Einsetzbarkeit des Programms bei unterschiedlichen Problemstellungen bestätigt.

Mit SWIFT können Strömungsvorgänge, Wärmetransport, Transport von Radionukliden und anderen Wasserinhaltsstoffen berechnet werden. Die Differentialgleichungen für die genannten Vorgänge sind hauptsächlich über die Strömungsgeschwindigkeit gekoppelt. Das Programm löst das Differentialgleichungssystem mit der Methode der finiten Differenzen.

Eine Koppelung der Differentialgleichungen durch die Beeinflussung der Fluideigenschaften durch die Radionuklidkonzentrationen wird vernachlässigt, da die Nuklidkonzentrationen ausreichend klein sind. Eine weitere Koppelung der Gleichungen erfolgt bei Berücksichtigung des Wärmetransports und des Transports anderer Wasserinhaltsstoffe wie z.B. Salz über die Dichte und Viskosität des Fluids und die Porosität des Gesteins. In diesem Fall ist ein iteratives Verfahren zur Lösung des Differentialgleichungssystems erforderlich. Wegen des beträchtlichen Aufwandes bei großen heterogenen Modellgebieten wurden derar-

tige Berechnungen innerhalb der vorliegenden Untersuchungen nicht durchgeführt.

Grundsätzliche Voraussetzungen für die Verwendung von SWIFT sind, daß die geologischen Schichten als wassergesättigte, poröse Medien behandelt und die Gültigkeit des Darcy'schen Gesetzes auch bei beliebig kleinen Wassergeschwindigkeiten angenommen werden können. Die Behandlung von Kluftwasserleitern als poröses Medium ist für dichte und verzweigte Kluftsysteme gerechtfertigt. Bezogen auf die Ausdehnung der betrachteten Kluftwasserleiter im Untersuchungsgebiet kann in erster Näherung von einem dichten Kluftsystem ausgegangen werden.

Die für die durchgeführten Untersuchungen erforderlichen Eingabedaten für SWIFT lassen sich wie folgt beschreiben:

- Steueranweisungen: Mit den Steueranweisungen wird u.a. festgelegt, welche der Differentialgleichungen gelöst und welche Lösungsmethode verwendet werden soll. Es ist möglich, eine stationäre, d.h. zeitunabhängige, oder instationäre Rechnung für die Grundwasserbewegung durchzuführen. Weiterhin sind Art und Umfang der Ergebnissausgabe variabel.
- Eingaben zum Modellaufbau: Dazu gehört die Einteilung des Modells in Blöcke und die Zuweisung der Blöcke zu bestimmten Gesteinstypen.
- Gesteinsspezifische Daten: In Abhängigkeit von der Blockeinteilung werden die hydraulische Leitfähigkeit in allen drei Raumrichtungen und die effektive Porosität eingegeben. Dazu kommen in Abhängigkeit vom Gesteinstyp Dispersionslängen.

- Daten für das Grundwasser: Benötigt wird die Dichte des Wassers bei einem bestimmten Druck und einer bestimmten Temperatur.
- Radionuklidspezifische Daten: Wenn der Radionuklidtransport modelliert werden soll, ist es notwendig, jedes Nuklid nach Massenzahl und Zerfallseigenschaften zu beschreiben. Sorptionsdaten lassen sich für jedes Radionuklid und jeden Gesteinstyp ansetzen.
- Randbedingungen: Als Randbedingungen werden Angaben für den Druck überall dort eingegeben, wo ein Wasseraustausch oder Radionuklidaustrag über einen offenen Modellrand möglich sein soll.
- Quellterme: Quellterme für die Zufuhr von Radionukliden oder Wasser können zeitlich verändert werden.
- Zeitschritte: Bei instationären Rechnungen müssen Zeitschrittweiten vorgegeben werden. Für Berechnungen der Grundwasserbewegung ist auch eine automatische Zeitschrittweitensteuerung möglich, die sich an Druckänderungen orientiert.

Einige wenige Daten in SWIFT sind zeitlich und räumlich unveränderbar. Dazu gehören die molekulare Diffusivität, Werte für die Kompressibilität von Wasser und Gestein sowie die Gesteinsdichte.

Bei der Berechnung von Ausbreitungsvorgängen ist es erforderlich, bestimmte Kriterien zur Vermeidung von numerischen Fehlern einzuhalten. Sie führen bei feststehenden Transportgeschwindigkeiten und Dispersionslängen zu einer Beschränkung der Blockabmessungen und Zeitschrittlängen.

5.3 BESCHREIBUNG DES GRUNDWASSERMODELLS

Mit dem Aufbau eines großräumigen Grundwassermodells für das Untersuchungsgebiet KONRAD sollen verschiedene Ziele erreicht werden:

- Als Teil der Standortbeschreibung gibt es einen Überblick über die Grundwasserströmungsverhältnisse im Untersuchungsgebiet KONRAD.
- Mit Hilfe von Parametervariationen läßt sich die Sensitivität der Durchlässigkeiten für einzelne Schichten erkennen.
- Die Berechnung von Stromlinien und Wasserlaufzeiten zwischen dem Bereich des Endlagers und der Biosphäre ermöglicht die Festlegung relevanter Ausbreitungsgebiete für den Radionuklidtransport.
- Für die potentiellen Ausbreitungsgebiete können die Strömungsverhältnisse bestimmt und für die Berechnung der Nuklidausbreitung bereitgestellt werden.

5.3.1 RANDBEDINGUNGEN

Die Lage und Größe des Modellgebietes orientiert sich am geologischen Aufbau sowie an den hydrogeologischen und hydrologischen Gegebenheiten des Untersuchungsgebietes. An den Rändern des Modellgebietes müssen die Strömungsbedingungen bekannt sein. In der Regel werden solche Grenzen durch undurchlässige geologische Formationen, Grundwasserscheiden, Vorfluter und die Oberfläche gebildet.

Bei dem dreidimensionalen Grundwassermodell für das Untersuchungsgebiet KONRAD können die vertikalen Ränder und die Modellbasis weitge-

hend als geschlossen, d.h. ohne Wasseraustausch, angesetzt werden. Die geschlossenen vertikalen Ränder ergeben sich aus den Nord-Süd-streichenden Salzstrukturen, der Wasserscheide des Salzgitter Höhenzuges im Süden und der Allerniederung im Norden. Die geschlossene Modellbasis resultiert aus den undurchlässigen Salzgesteinen im Mittleren Muschelkalk.

Eine Ausnahme bei den vertikalen Rändern ist der obere Teil der seitlichen Begrenzung zwischen dem Salzgitter Höhenzug und dem Salzstock Broistedt. Hier wird ein Grundwasseraustausch über das Quartär und die Plänerkalke mit einem Nachbargebiet ermöglicht (Abstromgebiet der Fuhse). Die Einlagerungsformation hat in der Gegend von Calberlah Kontakt zum oberflächennahen Grundwasser. Aus diesem Grund ist es konservativ, die nördliche Grenze als geschlossen anzusetzen. Kontaminiertes Wasser kann dann nur innerhalb des Modellgebietes die Biosphäre erreichen.

An allen offenen Modellgrenzen müssen Randbedingungen bestimmt werden. Im Grundwassermodell betrifft das vor allem die Oberfläche. Ausgehend vom Grundwasserhöhengleichenplan /10,11/ wird für jeden Block an der Modelloberkante die mittlere Grundwasserstandshöhe bestimmt (Tabelle 5-1), aus der Druckrandbedingungen berechnet werden.

Bei der Modellierung von Gebieten mit großen Unterschieden in den Grundwasserständen ist es sinnvoll, eine freie Grundwasseroberfläche zu simulieren. Das geschieht über den Füllungsgrad der Elemente in der obersten Modellschicht mit Wasser, der zur Berechnung einer effektiven Leitfähigkeit herangezogen wird. Der Füllungsgrad wird im Programm aus den Druckrandbedingungen ermittelt /3/.

x=	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
y=30	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55	57	59
y=29	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55
y=28	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55
y=27	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55
y=26	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55
y=25	58	57,5	57,5	57,5	57,5	57,5	57,5	57,5	58,5	58	57,5	57	56	55	56
y=24	61	61	61	60	61	61	60	60	61	61	60	60	59	57,5	57,5
y=23	62,5	63	63	62	63	63	62	61	63	63	62,5	63,5	63	62,5	62
y=22	62	62,5	65	64	65	65	64	64	65	65	65	68	67	65	65
y=21	61	62	64,5	67	67	67	66	66	67	67,5	67,5	70	70	67,5	67,5
y=20	60	61	65	66,5	69	70	70	70	70	75	70	75	75	70	70
y=19	59	60	63	64	69	70	75	75	75	80	82,5	82,5	82,5	79	79
y=18	62,5	62	62	60	62,5	69	70	70	75	80	80	80	82,5	82,5	82,5
y=17	66	66	65	66	65	64	66,5	67,5	68,5	69	69	69	69	69	74
y=16	67,5	67,5	67,5	67,5	67	66,5	67,5	66	65	66	66	66	66	66	68
y=15	70,5	70	69	69	66	65	69	72	72	72	73	72	70	65	65
y=14	75	75	74	72	70	68	70	73	73	73	74	74	75	74	70
y=13	80	80	78	77	75	74	73	75	83	85	85	83	80	77	75
y=12	80	80	80	77	75	75	75	75	77	78	79	85	85	80	74
y=11	85	89	86	80	75	77	77	80	80	80	85	85	80	76	74
y=10	80	85	83	80	80	90	85	83	84	87	90	90	87	85	75
y= 9	83	85	85	90	90	86	84	83	85	90	90	90	88	85	80
y= 8	85	85	88	90	90	85	85	84	85	86	88	90	95	95	100
y= 7	85	93	95	95	95	95	93	93	95	95	100	110	120	115	115
y= 6	110	95	90	95	95	95	95	95	100	103	105	110	118	135	135
y= 5	150	110	107	93	91	95	95	95	95	100	105	110	120	135	170
y= 4	200	160	125	110	112	114	103	98	96	98	103	110	120	130	170
y= 3	200	175	150	130	122	118	107	105	100	100	102	110	118	130	170
y= 2	170	200	200	190	140	125	110	110	110	105	105	110	115	130	160
y= 1	155	200	200	200	185	135	125	118	115	110	115	122	120	125	140

Tab. 5-1: Mittlere Grundwasserstandshöhe in müNN als Grundlage zur Modellrechnung (Diskretisierung siehe Unterkapitel 5.3.2)

Für den oberen Teil des westlichen vertikalen Randes zwischen dem Salzstock Broistedt und dem Salzgitter Höhenzug werden ebenfalls Druckrandbedingungen eingegeben. Es wird davon ausgegangen, daß ein Wasserabfluß im Quartär und in den Plänerkalken erfolgen kann, und daß die Druckverhältnisse durch die Grundwasserstandshöhe bestimmt sind. Unterhalb der Oberkreidebasis wird kein Wasseraustausch angesetzt.

Die Druckangaben an den Rändern des Modells sind stationär, d.h. unveränderlich über die Zeit. Es werden also weder jahreszeitliche Schwankungen noch die Änderung der hydrologischen Verhältnisse über lange Zeiträume berücksichtigt. Sofern der Grundwasserhöhengleichenplan die Auswirkung von Grundwasserentnahmen erfaßt, werden diese gleichbleibend behandelt.

5.3.2 DISKRETISIERUNG DES MODELLGEBIETS

Für das Programmsystem SWIFT ist eine Unterteilung des Modellgebietes in ein orthogonales Raster erforderlich. Aus diesem Grunde muß das gesamte Modellgebiet als Quader abgebildet werden. Die Änderung der Orientierung von einer Nord-Süd-Ausrichtung südlich des Mittellandkanals in eine Nordost-Südwest-Ausrichtung bedingt eine leichte Verzerrung der Entfernungen im nördlichen Modellteil. Auf die berechnete Grundwassergeschwindigkeit hat die Verzerrung nur wenig Einfluß.

Zur Berechnung der Grundwasserbewegung wird das Modellgebiet in einzelne Blöcke unterteilt, die hinsichtlich ihrer hydraulischen Eigenschaften als homogen betrachtet werden. Je feiner die Diskretisierung ist, um so besser kann die Realität nachgebildet werden. Die Gesamtanzahl der Blöcke ist durch die Rechnerkapazität begrenzt. Für die Diskretisierung des großen Untersuchungsgebietes KONRAD muß deshalb

ein grobes Raster verwendet werden, in dem die Strömungsvorgänge nur wenig detailliert modelliert werden können. Die wesentlichen Zusammenhänge des Grundwasserleitersystems sollen jedoch nachgebildet werden.

Unter Berücksichtigung der vorgegebenen Schichtenfolge (Unterkapitel 2.2.2) sowie der Tiefenlage und Mächtigkeit einzelner Schichten wird für das Modellgebiet folgende Diskretisierung gewählt:

Horizontale Unterteilung (Abbildung 2-1)

West-Ost-Richtung (x-Achse)

1 · 1 km; 4 · 0,75 km; 4 · 1 km; 4 · 0,75 km; 1 · 1 km; 1 · 1,5 km;

Süd-Nord-Richtung (y-Achse)

2 · 1,5 km; 4 · 1 km; 2 · 1,5 km; 2 · 2 km; 8 · 2,5 km; 1 · 2 km;
1 · 1,5 km; 8 · 1 km; 1 · 1,5 km; 1 · 1,7 km;

Vertikale Unterteilung (z-Achse)

1 · 200 m; 22 · 100 m von oben nach unten.

Bei dieser Diskretisierung ergibt sich eine Gesamtanzahl von 10 350 Blöcken. Das Modell hat eine Breite (x-Richtung) von 13,5 km, eine Gesamtlänge (y-Richtung) von 48,7 km und eine vertikale Ausdehnung (z-Richtung) von 2,4 km. Die Richtungsänderung des Modellgebietes nach Nordosten beginnt nach 26,5 km ($y=16$).

5.3.3 ÜBERTRAGUNG DER GEOLOGISCHEN VERHÄLTNISSE IN DAS MODELL

Die Übertragung der geologischen Verhältnisse in das Modellraster erfolgt so, daß das System von Wasserleitern und Wasserstauern erhalten bleibt. Dabei müssen Blöcke mit wasserleitenden Eigenschaften flächig aneinandergrenzen. Blöcke mit wasserstauenden Eigenschaften unterbinden die Strömung auch, wenn sie sich nur an Kanten berühren. Emschermergel, Kimmeridge und die Tonsteine werden als Wasserstauer modelliert, alle übrigen Schichten als Wasserleiter. Diese Vorgehensweise führt bei der gewählten Diskretisierung zu einer Überrepräsentation der Wasserleiter im Modell. Gemessen an ihrem realen Volumen belegen sie zu viele Blöcke, weil ihre Mächtigkeit insgesamt wesentlich geringer ist als die der Wasserstauer. Da im allgemeinen keine söhliche Lagerung vorliegt, werden insbesondere die geringmächtigen Wasserleiter durch eine treppenförmig angeordnete Belegung von Blöcke wiedergegeben. Dabei wird die Länge von Fließwegen vergrößert. Bei der großen horizontalen Ausdehnung des Modells und der vergleichsweise geringen Dicke hat diese Verzerrung nur geringe Auswirkung auf die Grundwasserbewegung.

Die Nachbildung einer geologischen Schichtenfolge erfolgt in SWIFT durch die Angabe von Durchlässigkeitsbeiwerten in allen drei Raumrichtungen und der effektiven Porosität in jedem Block. Parallel zu einer Schicht wird ihre Leitfähigkeit durch die Transmissivität T , dem Produkt aus Schichtmächtigkeit m und Durchlässigkeit k_f , charakterisiert. Senkrecht zu einer Schicht, d.h. in Richtung ihrer Mächtigkeit ist die charakteristische Größe der Strömungswiderstand, der Quotient aus Mächtigkeit und Durchlässigkeit.

Können bei der Übertragung geologischer Verhältnisse in ein Modellraster Lage und Mächtigkeit nicht in der Form wiedergegeben werden,

daß Schichtmächtigkeit und Blockdicke übereinstimmen, müssen für die betroffenen Blöcke repräsentative Durchlässigkeiten und Porositäten berechnet werden. Dabei sollen Transmissivität und Strömungswiderstand einer Schicht erhalten bleiben. Es wird also zwischen der schichtparallelen Strömung und der Strömung senkrecht zum Schichtverlauf unterschieden.

Wird durch einen Block nur eine Schicht repräsentiert, dann errechnen sich die Durchlässigkeiten für diesen Block wie folgt:

schichtparallel

$$T = m \cdot k_{fG} = B \cdot k_{fM}$$

$$k_{fM} = \frac{m}{B} \cdot k_{fG} \quad (5-1)$$

- T : Transmissivität in m^2/s
k_{fM} : Durchlässigkeit im Modell in m/s
k_{fG} : Durchlässigkeit des Gesteins in m/s
m : Schichtmächtigkeit in m
B : Blockausdehnung in m

senkrecht zur Schicht

$$\frac{m}{k_{fG}} = \frac{B}{k_{fM}}$$

$$k_{fM} = \frac{B}{m} \cdot k_{fG} \quad (5-2)$$

Sind in einem Block zwei Schichten vorhanden, kann man aus den Leitfähigkeiten und Strömungswiderständen der beteiligten Schichten Eingabedaten für die Durchlässigkeit berechnen.

schichtparallel

$$T = m_1 \cdot k_{fG_1} + m_2 \cdot k_{fG_2} = k_{fM} \cdot B$$

$$k_{fM} = \frac{m_1 \cdot k_{fG_1} + m_2 \cdot k_{fG_2}}{B} \quad (5-3)$$

Index 1 für Schicht 1

Index 2 für Schicht 2

senkrecht zur Schicht

$$\frac{B}{k_{fM}} = \frac{m_1}{k_{fG_1}} + \frac{m_2}{k_{fG_2}}$$

$$k_{fM} = \frac{B}{\frac{m_1}{k_{fG_1}} + \frac{m_2}{k_{fG_2}}} \quad (5-4)$$

Gleichung 5-3 und 5-4 werden bei der Berechnung der Leitfähigkeiten nur dann benutzt, wenn beide Schichten Wasserleiter sind. Dies trifft vor allem auf die oberste Modellebene zu, in der Quartär und Oberkreidekalke vorhanden sind. Für Bereiche, in denen Wasserleiter und Wasserstauer in einem Block auftreten könnten, werden die Gleichungen nicht verwendet. In diesen Fällen wird für jede Raumrichtung in einem Block

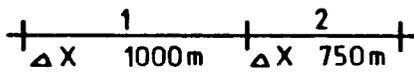
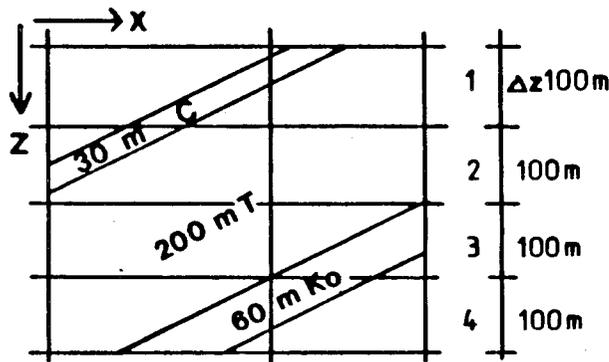
nur eine Schicht berücksichtigt. Dadurch soll vermieden werden, daß bei gering mächtigen Wasserleitern durch eine Mittelwertbildung ein bevorzugter Grundwassertransport in der Schicht verloren geht.

Für die Berechnung der Durchlässigkeit eines Blockes in einer bestimmten Raumrichtung muß also folgendes festgestellt werden:

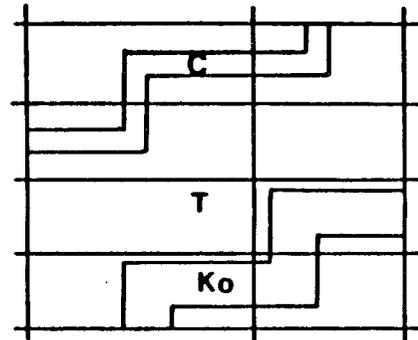
- Welche Raumrichtung wird betrachtet (x, y oder z)?
- Welche Gesteine sind beteiligt?
- Mit welcher Mächtigkeit liegen die Gesteine im betrachteten Element in der jeweiligen Raumrichtung vor?
- Ist der Schichtverlauf im Modell senkrecht oder parallel zur betrachteten Raumrichtung?

Abbildung 5-1 soll beispielhaft die Übertragung der geologischen Verhältnisse in das Modell und die Berechnung der Durchlässigkeiten erläutern. Die Zuordnung von Gesteinen und Mächtigkeiten zu den einzelnen Blöcken wird mit Hilfe der geologischen Schnitte vorgenommen (siehe Anhang A). Die im Vergleich zum Schichtaufbau relativ grobe Diskretisierung erfordert häufig, daß in einem Block in jeder Raumrichtung verschiedene Mächtigkeiten bzw. Gesteine angesetzt werden. Zur Berechnung von Eingabedaten für die Durchlässigkeiten im Modell ist ein Programm erstellt worden. Neben den gesteinstypischen Durchlässigkeiten sind hierfür die oben aufgelisteten Festlegungen für alle Blöcke und jede Raumrichtung erforderlich.

Mit dem Programm SWIFT werden mittlere Darcygeschwindigkeiten jeweils in den drei Raumrichtungen in allen Blöcken berechnet. Um daraus Abstandsgeschwindigkeiten für das Wasser zu erhalten, ist die Angabe der



a) Verhältnisse im geologischen Schnitt, Modellraster



b) treppenförmige Belegung der Blöcke

30m C	p	30m C	p	X-Richt. Z-Richt.
30m C	p	30m C	p	
30m C	p	200m T	p	
30m C	p	200m T	s	
200m T	p	60m Ko	p	
200m T	s	60m Ko	p	
60m Ko	p	60m Ko	p	
60m Ko	p	60m Ko	p	

s: senkrecht zum Schichtverlauf

p: parallel zum Schichtverlauf

c) zu berücksichtigende Mächtigkeiten, Vergleich der Raumrichtung mit dem Schichtverlauf nach Bild b)

Beispiele für die Berechnung der Durchlässigkeiten:

$$K_{f1,1x} = \frac{m}{\Delta B} \cdot K_{fG} = \frac{30}{100} 10^{-6} \text{ nach Gl.(5-1)}$$

$$K_{f1,3z} = \frac{\Delta B}{m} \cdot K_{fG} = \frac{100}{200} 10^{-10} \text{ nach Gl.(5-2)}$$

Ton	T	$K_{fG} = 10^{-10} \text{ m/s}$
Cornbrash	C	$K_{fG} = 10^{-6} \text{ m/s}$
Oberer Keuper	Ko	$K_{fG} = 10^{-6} \text{ m/s}$

3 E-7 m/s	3 E-7 m/s
3 E-8 m/s	4 E-8 m/s
3 E-7 m/s	2 E-10 m/s
3 E-8 m/s	5 E-11 m/s
2 E-10 m/s	6 E-7 m/s
5 E-11 m/s	8 E-8 m/s
6 E-7 m/s	6 E-7 m/s
6 E-8 m/s	8 E-8 m/s

d) Ergebnisse

Abb. 5-1: Übertragung der geologischen Verhältnisse in das Modell und Berechnung der Durchlässigkeiten

Porosität notwendig. Dazu müssen die einem Block zugeordneten Gesteine mit ihren Mächtigkeiten berücksichtigt werden. Allgemein werden Eingabedaten zur Porosität nach folgender Gleichung berechnet:

$$P_M = \frac{m_1 \cdot P_{G_1} + m_2 \cdot P_{G_2}}{B} \quad (5-5)$$

P_M : Porosität im Modell

P_G : Porosität des Gesteins

Zur Berechnung der Porosität wird jeweils die Raumrichtung betrachtet, in der nach den Ergebnissen der Modellrechnung die Komponente der Darcygeschwindigkeit am größten ist. Da Wasserleiter und Wasserstauer in einer Raumrichtung nicht in einem Block modelliert werden, ergeben sich für die tiefen Grundwasserleiter in der Regel mit dem Verhältnis der Mächtigkeit des Wasserleiters und Blockabmessungen berechnete Eingabewerte zur Porosität.

Die Übertragung der geologischen Verhältnisse im Untersuchungsgebiet KONRAD in ein dreidimensionales Modell mit rund 10 000 Blöcken ist kompliziert und erfordert umfangreiche Vorarbeiten. Neben den bereits genannten Vereinfachungen sind einige weitere notwendig. Die Wiedergabe einer mehrere hundert Meter mächtigen Tonbarriere erfolgt teilweise in einem Block, damit verbunden ist die Änderung der Tiefenlage einzelner Schichten. Bei der Übertragung von Wasserleitern wird häufig eine stufenförmige Aufweitung von einem Block in mehrere übereinander vorgenommen, um die Verbindung der Blöcke mit wasserleitenden Eigenschaften in allen Raumrichtungen zu gewährleisten. Testrechnungen zeigen, daß die vorgenommenen Vereinfachungen nur geringe Auswirkungen auf die Grundwasserbewegung haben.

5.3.4 HYDRAULISCHE EINGANGSDATEN

Zur Überprüfung des Grundwassermodells und zur Erfassung sensitiver Durchlässigkeiten wurden diejenigen des Quartär und Tertiär, der Plänerkalke, des Kimmeridge, des Oxford, des Rhät und des Oberen Muschelkalk variiert. Tabelle 5-2 zeigt eine Zusammenstellung der Durchlässigkeiten für alle berechneten Varianten und die effektiven Gesteinsporositäten. Die Porositäten für die Kluftwasserleiter Plänerkalke, Oxford, Cornbrash und Oberer Muschelkalk wurden niedrig angesetzt, um eine erhöhte Grundwassergeschwindigkeit auf Klüften zu berücksichtigen /12/.

In dem vorliegenden Grundwassermodell werden keine Dichteunterschiede infolge von Temperaturgradienten oder Wasserinhaltsstoffen berücksichtigt.

5.4 ERGEBNISSE

Wesentliche Ergebnisse der Modellrechnungen sind für jeden Block der Druck, die Komponenten der Filtergeschwindigkeit in den verschiedenen Raumrichtungen, sowie die Ein- und Ausstromraten über die offenen Begrenzungsflächen. Aus den Ergebnissen lassen sich unter Einbeziehung der Porosität Abstandsgeschwindigkeiten und Stromlinien ermitteln. Die Stromlinien beschreiben den Weg, den einzelne Wasserpartikel konvektiv zurücklegen. Für Teilgebiete oder Teilflächen können die Durchflußraten bilanziert werden. Weiterhin lassen sich Geschwindigkeitsfelder und Druckisolinien in horizontalen und vertikalen Schnitten graphisch darstellen.

VARIANTE	1	2	3	4	5	6	7	POROSITÄT
Quartär, Tertiär	5	5	5	5	6	5	5	25
Emschermergel	8	8	8	8	8	8	8	20
Oberkreide/Plänerkalke	7	7	7	7	6	7	6	5
Unterkreide außer Hils	10	12	10	10	10	10	10	10
Hilssandstein	5	5	5	5	5	5	5	25
Kimmeridge, Portland, Wealden	8	8	9	8	8	8	8	10
Oxford	7	7	7	6,3	6	7	6	2
Cornbrash	6	6	6	6	6	6	6	5
Rhät	6	6	6	6	6	7	6	20
Oberer Muschelkalk	6	6	6	6	6	7	6	2
Ton- und Mergelsteine des Jura und Keupers	10	10	10	10	10	10	10	10
Salzgestein	14	14	14	14	14	14	14	10

Tab. 5-2: Überblick über Parametervariationen der Durchlässigkeit, Angabe der negativen Exponenten für die Durchlässigkeit in m/s, effektive Porositäten in %

Die tiefsten Grundwasserleiter im Modell, Oberer Muschelkalk und Rhät, stehen im Südwesten im Salzgitter Höhenzug über Tage an. Sie haben jedoch im Norden keine direkte Verbindung zur Oberfläche. Auch Kontakte zu anderen Grundwasserleitern im Bereich der Störungen im nördlichen Modellgebiet sind wenig wirksam. Sie geben also ihr Wasser hauptsächlich an die Ton- und Mergelsteine des Lias und Keuper und damit an die darüberliegenden Wasserleiter ab.

Der Grundwasserspiegel am Salzgitter Höhenzug liegt ca. 140 m über dem Grundwasserspiegel der Allerniederung. Das dadurch vorhandene Druckgefälle verursacht im wesentlichen die Bewegung in den Tongesteinen sowie im Oxford und Cornbrash. Diese beiden Grundwasserleiter haben im Norden am Salzstock Calberlah Kontakt zum obersten Grundwasserstockwerk.

Der Hilssandstein ist im wesentlichen südlich der Grube KONRAD ausgebildet. Er steht am Salzgitter Höhenzug und am Salzstock Flachstöckheim mit den Plänerkalcken in Verbindung. In der Gegend von Adersheim streicht der Hilssandstein zu Tage aus. Er stellt einen lokal begrenzten Grundwasserleiter dar, hat aber dennoch Einfluß auf das tiefer liegende Oxford und den Cornbrash.

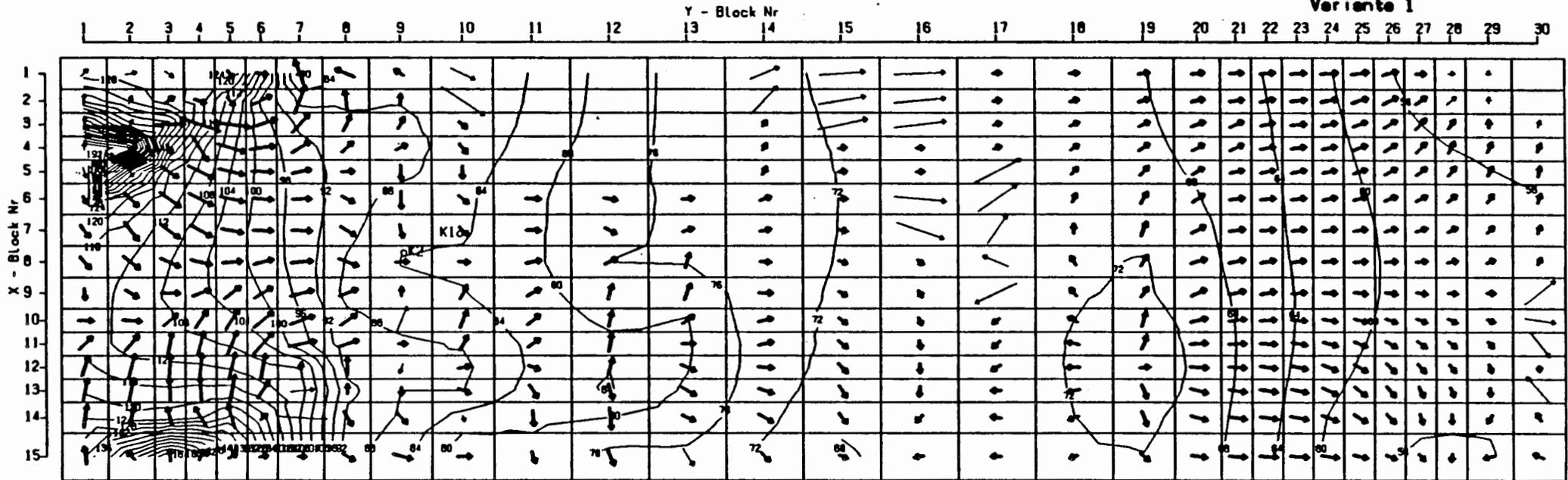
5.4.1 OBERFLÄCHENNAHE GRUNDWASSERBEWEGUNG

Plänerkalke, Tertiär und Quartär bilden das oberste Grundwasserstockwerk. Es ist im Modell nur teilweise durch zwischengeschaltete Emschermergel unterteilt. Die Abflußrichtung verläuft generell von Süden nach Norden. Sie variiert örtlich entsprechend der Transmissivität und dem lokalen Grundwassergefälle. Abbildung 5-2 zeigt als Beispiel Druckiso-

Schnitt 1 -200. bis 0. m unter NN

Übersichtsmodell Konrad

Variante 1



1.5 1.5 1.0 m Maßstab horizontal

1.0 0.75 m Maßstab vertikal

Darcygeschwindigkeiten ($\mu=0.5$)

Maßstab

Y-Richtung \longrightarrow 1.2730 m/s

Y-Richtung \uparrow 0.0127 m/s

X-Richtung \longrightarrow 0.7186 m/s

X-Richtung \uparrow 0.0072 m/s

— 10 — = Druck in mWS bezogen auf NN

Abb. 5-2: Übersichtsmodell, Variante 1, Geschwindigkeitsfeld und Druckverteilung in der obersten Modellschicht ($z=1$)

Linien und das horizontale Geschwindigkeitsfeld in der obersten Modellschicht für Variante 1. Die Geschwindigkeiten sind in Form von Pfeilen dargestellt, wobei fett oder dünn gedruckte Pfeile sowie die Pfeillänge ein Maß für die Geschwindigkeit geben.

Unterschiedliche Durchlässigkeiten der oberflächennahen Leiter haben vor allem Einfluß auf die Ein- und Ausstromraten an der Modelloberfläche. Dieser Einfluß zeigt sich deutlich beim Vergleich der Ein- und Ausstromraten in den Ergebnissen der Varianten 1, 5 und 7 (Tabellen 5-3 bis 5-5). Variante 7 beinhaltet insgesamt die größten Durchlässigkeiten für die oberflächennahen Wasserleiter. Daraus resultieren Durchflußraten über die Oberfläche bis zu 740 mm/a, also mehr als der jährliche Niederschlag im Untersuchungsgebiet beträgt. Für die Varianten 1 und 5 ergeben sich Ein- und Ausstromraten innerhalb realistischer Bereiche für die Grundwasserneubildung und den Grundwasserabstrom. Blockweise lassen sich allerdings beträchtliche Unterschiede feststellen.

Aus der hydrologischen Bewertung der Wasserleiter werden die Durchlässigkeiten für Quartär, Tertiär und Plänerkalke in Variante 1 als realistischer angesehen und in den weiteren Varianten beibehalten. Es ergeben sich für Variante 2, 3, 4 und 6 nahezu die gleichen Ein- und Ausstromraten wie in Tabelle 5-3 dargestellt.

Betrachtet man die Ein- und Ausstromraten einer Variante, dann läßt sich ein Zusammenhang mit den Gesteinen unterhalb der obersten Modellebene erkennen (Tabelle 5-6). Überall dort wo Ton in der zweitobersten Schicht vorhanden ist, erfolgt nahezu kein Austausch über die Modelloberfläche. Das ist ein Hinweis darauf, daß wegen der groben Diskretisierung der oberflächennahen Grundwasserleiter kein Vergleich mit der realen Grundwasserneubildung möglich ist. Größere Ein- und Ausstromraten ergeben sich, wenn ein Anschluß an tiefer liegende Wasserleiter vorliegt.

x=	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
y=30	0	0	-1	-21	0	0	0	0	0	0	0	0	-7	-1	21
y=29	0	-3	-16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-6	-7	-20
y=28	0	-1	-46	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-14
y=27	-22	-66	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-13	-13
y=26	-37	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-18	-17	-20
y=25	-14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-27	-22
y=24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-6	-22	-30
y=23	5	6	5	-12	0	-3	0	0	0	0	0	0	0	0	-2
y=22	0	0	13	-6	5	2	-6	-15	0	0	0	0	0	0	0
y=21	0	0	-21	23	13	6	-8	-8	-3	-2	0	0	0	0	0
y=20	0	0	0	0	0	0	15	7	-1	34	-8	23	0	0	7
y=19	0	0	0	0	0	0	0	44	0	1	64	69	73	1	1
y=18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1
y=17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-13	-12	0	0
y=16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-11	-4
y=15	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	-33	-15
y=14	0	0	0	0	0	1	0	0	-16	-24	6	0	9	5	-8
y=13	0	0	0	0	0	0	0	-42	51	37	34	24	3	-7	-1
y=12	0	0	0	0	0	0	0	-58	-10	-15	-42	82	116	3	-60
y=11	0	0	0	0	0	0	0	-4	-7	-18	18	16	0	0	-1
y=10	0	0	0	0	0	1	25	-24	-10	11	39	68	0	0	-52
y=9	0	0	0	41	65	-23	-25	-48	13	2	0	0	3	0	-1
y=8	0	0	0	4	-3	-22	-17	-39	-131	-1	-186	-91	116	1	1
y=7	-240	29	15	10	5	3	-3	-3	0	-10	28	13	1	1	2
y=6	7	-1	-40	-15	-17	-17	-13	-10	0	4	1	3	47	2	1
y=5	43	-6	0	-48	-56	-36	-33	-27	-35	-15	-9	-6	10	225	6
y=4	0	0	124	-24	4	24	-16	-36	-39	-40	-29	-9	13	31	26
y=3	0	0	418	26	143	20	-14	-13	-31	-44	-36	-13	6	23	49
y=2	0	0	0	80	109	122	-17	-9	-2	0	-225	-9	-6	29	25
y=1	0	0	0	39	32	24	42	8	3	0	7	14	2	5	45

Tab. 5-3: Variante 1, berechnete Ein- und Ausstromraten über die Oberfläche in mm/a (positiv Einstrom, negativ Ausstrom)

x=	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
y=30	-41	40	2	-1	0	0	0	0	0	0	0	0	-4	2	4
y=29	9	-1	-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-2	-2	-6
y=28	0	0	-3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-2
y=27	-1	-5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-6	-1
y=26	-8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-5	-8	-3
y=25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-21	-2
y=24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-9	-8
y=23	1	2	2	-5	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6
y=22	0	0	6	-4	2	1	-2	-3	0	0	0	0	0	0	0
y=21	0	0	-10	8	2	2	-3	-3	-1	-3	0	0	0	0	0
y=20	0	0	0	0	0	0	3	0	-6	15	-16	8	0	0	1
y=19	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	17	13	17	0	0
y=18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
y=17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-4	-4	0	0
y=16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-2	0
y=15	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	-6	-2
y=14	0	0	0	0	0	0	0	0	-2	-12	3	-2	4	3	-10
y=13	0	0	0	0	0	0	0	-25	25	17	15	13	5	-1	-5
y=12	0	0	0	0	0	0	0	-21	-5	-7	-23	34	28	7	-18
y=11	0	0	0	0	0	0	0	-4	-3	-12	14	4	0	0	-1
y=10	0	0	0	0	0	0	13	-14	-14	5	21	31	0	0	-16
y= 9	0	0	0	6	55	-31	-22	-24	-2	15	0	0	-17	0	-1
y= 8	0	0	0	-15	1	-10	-7	-15	-32	0	-97	-62	-12	-2	-1
y= 7	-47	6	4	2	2	3	-1	-2	-1	-23	-58	43	1	0	-2
y= 6	11	-30	-37	-9	-8	-7	-5	-6	1	0	-6	-11	-3	1	0
y= 5	158	-26	-10	-37	-37	-21	-17	-13	-20	-10	-9	-12	-13	51	5
y= 4	0	0	54	-52	-7	12	-10	-19	-21	-22	-19	-13	-10	-40	142
y= 3	0	0	387	31	-42	-1	-14	-8	-19	-24	-22	-14	-13	-35	228
y= 2	0	0	0	82	114	42	-24	-11	-4	0	-314	-8	-18	-23	74
y= 1	0	0	0	40	33	110	-2	-1	-13	0	51	10	-7	-10	-12

Tab. 5-4: Variante 5, berechnete Ein- und Ausstromraten über die Oberfläche in mm/a (positiv Einstrom, negativ Ausstrom)

x=	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
y=30	-409	399	25	-18	0	0	0	0	0	0	0	0	-7	3	24
y=29	94	6	-14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-4	-5	-26
y=28	1	-1	-44	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-12
y=27	-22	-65	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-30	-5
y=26	-36	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-11	-38	-11
y=25	-13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-84	-11
y=24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-2	-61	-21
y=23	5	7	6	-11	1	-2	0	0	0	0	0	0	0	0	12
y=22	0	0	13	-6	6	3	-6	-14	0	0	0	0	0	0	0
y=21	0	0	-20	24	14	7	-7	-8	-2	-1	0	0	0	0	0
y=20	0	0	0	0	0	0	16	8	0	35	-7	24	0	0	9
y=19	0	0	0	0	0	0	0	44	0	1	65	70	74	1	1
y=18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1
y=17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-12	-11	0	0
y=16	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	-10	-4
y=15	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	-32	-15
y=14	0	0	0	0	0	0	0	0	-13	-41	19	0	10	5	-15
y=13	0	0	0	0	0	0	0	-59	61	41	35	29	11	-8	-6
y=12	0	0	0	0	0	0	0	-86	-9	-17	-59	129	142	10	-80
y=11	0	0	0	0	0	0	0	-11	-7	-20	30	13	0	0	-1
y=10	0	0	0	0	0	1	47	-45	-24	11	42	119	0	0	-57
y= 9	0	0	0	42	142	-71	-63	-87	20	20	0	0	-23	0	-1
y= 8	0	0	0	-38	-4	-20	-18	-35	-197	-1	-190	-101	86	0	1
y= 7	-327	19	9	4	0	0	-4	-6	-3	-32	-5	85	1	0	1
y= 6	44	-22	-54	-23	-25	-23	-18	-13	-4	-3	-9	-16	19	2	1
y= 5	342	-168	-15	-58	-66	-44	-40	-33	-42	-20	-17	-18	-7	289	6
y= 4	0	0	267	-57	-12	11	-25	-45	-46	-47	-39	-21	-10	-19	203
y= 3	0	0	558	162	116	3	-25	-20	-37	-49	-41	-24	-13	-13	340
y= 2	0	0	0	83	118	178	-30	-17	-7	0	-741	-10	-18	2	159
y= 1	0	0	0	40	33	170	19	2	-24	0	51	11	-9	-9	9

Tab. 5-5: Variante 7, berechnete Ein- und Ausstromraten über die Oberfläche in mm/a (positiv Einstrom, negativ Ausstrom)

x=	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
y=30	t	t	t	t	kru	jo	ox	C							
y=29	t	t	kru	jo	jo	ox									
			jo												C
y=28	t	t	t	kru	ox										
															C
y=27	kru	ox	C												
y=26	E	kru	jo	ox	C										
y=25	E	kru	ox	C											
y=24	E	E	kru	jo	ox	C									
y=23	E	E	E	E	E	E	kru	ox							
															C
y=22	z	kru	E	E	E	E	E	E	kru						
y=21	z	z	E	E	E	E	E	E	E	E	kru	kru	kru	kru	kru
y=20	z	z	z	kru	kru	kru	E	E	E	E	E	E	kru	kru	C
y=19	z	z	z	z	kru	kru	kru	E	kru	kru	E	E	E	kru	kru
y=18	z	z	z	z	z	kru									
y=17	z	z	z	z	z	z	kru	kru	kru	kru	kru	E	E	kru	kru
y=16	z	z	z	z	z	z	kru	E	E						
y=15	z	z	z	z	z	kru	E	E							
y=14	z	z	z	z	z	kru	kru	kru	kru	kro	kro	E	E	E	E
y=13	z	z	z	z	z	kru	kru	kro	E	E	E	E	E	E	kro
y=12	z	z	z	z	z	kru	kru	kro	E	E	E	kro	kro	kro	kro
y=11	z	z	z	z	z	kru	kru	E	E	E	E	E	E	kru	kru
y=10	z	z	z	z	kru	E	kro	kro	kro	E	E	kro	kru	z	Hi
y= 9	z	z	z	kro	kro	kro	kro	kro	kru	kro	kru	kru	Hi	z	kru
y= 8	z	z	z	E	E	E	E	E	kru	kru	Hi	Hi	Hi	kru	kru
y= 7	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	kro	kro	kru	kru	kru
y= 6	kro	E	E	E	E	E	E	E	E	kro	E	E	E	kru	kru
y= 5	ko	kro	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	kro	kru
y= 4	z	z	kro	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	kru
y= 3	z	z	mo	kro	kro	E	E	E	E	E	E	E	E	E	kro
			ko												
y= 2	z	z	z	mo	Hi	kro	E	E	E	z	kro	E	E	E	kro
											Hi				
y= 1	z	z	z	mo	ko	kro	E	E	kro	z	kro	E	E	E	E
					Hi						Hi				

z = Zechstein, mo = Oberer Muschelkalk, ko = Rhät,
 C = Cornbrash, ox = Oxford, jo = Kimmeridge,
 kru = Unterkreidetone, Hi = Hilssandstein,
 kro = Plänerkalke, E = Emschermergel, t = Tertiär

Tab. 5-6: Schicht unterhalb des obersten Wasserleiters

Wesentlich beeinflusst wird der Wasseraustausch über die Oberfläche von den zu Grunde gelegten Grundwasserstandshöhen. Gerade diesen Einfluß isoliert zu betrachten, ist kaum möglich und kann hier nur in einem Detail gezeigt werden. In Element $x=1, y=30$ wurde bei den Varianten 5 und 7 eine Grundwasserstandshöhe von 50 müNN berücksichtigt, in Variante 1 (und in allen übrigen) eine Grundwasserstandshöhe von 55 müNN. Die niedrigere Grundwasserstandshöhe führt zu einem relativ hohen Einstrom in Element $x=2, y=30$ und ebenso großen Ausstrom im Element $x=1, y=30$ (siehe Tabelle 5-4 und 5-5). Die absolute Austauschmenge hängt von der Durchlässigkeit des Quartär und Tertiär ab.

5.4.2 GESCHWINDIGKEITSFELDER

Als Grundlage für die Sicherheitsanalyse sind Durchlässigkeiten entsprechend Variante 1 und 2 vorgegeben /12/. Diese Werte gelten zum Teil als realistische, mittlere Durchlässigkeiten für die betreffenden Formationen im gesamten Untersuchungsgebiet. Die angegebene Durchlässigkeit des Oxford wird als konservativ im Hinblick auf die Radionuklidenausbreitung im Oxford angesehen. Für die Tonsteine der Unterkreide sind Durchlässigkeiten von 10^{-10} m/s und 10^{-12} m/s möglich. Die Varianten 3 bis 7 wurden zur Absicherung der Ergebnisse des Grundwassermodells herangezogen.

Die Ergebnisse beider Varianten werden am Beispiel des vertikalen Schnittes $x=8$ dargestellt (Abbildungen 5-3 und 5-4). Dieser Schnitt beginnt im Süden westlich von Flachstökheim, läuft durch den Einlagerungsbereich und endet östlich von Gifhorn. Zur Verdeutlichung der geologischen Situation zeigt Abbildung 5-5 den geologischen Schnitt $x=8$. Abbildung 5-6 gibt die Zuordnung von Gesteinsarten zu den Blöcken

Schnitt 8 6000. bis 7000. m

Übersichtsmodell Konrad

Variante 1

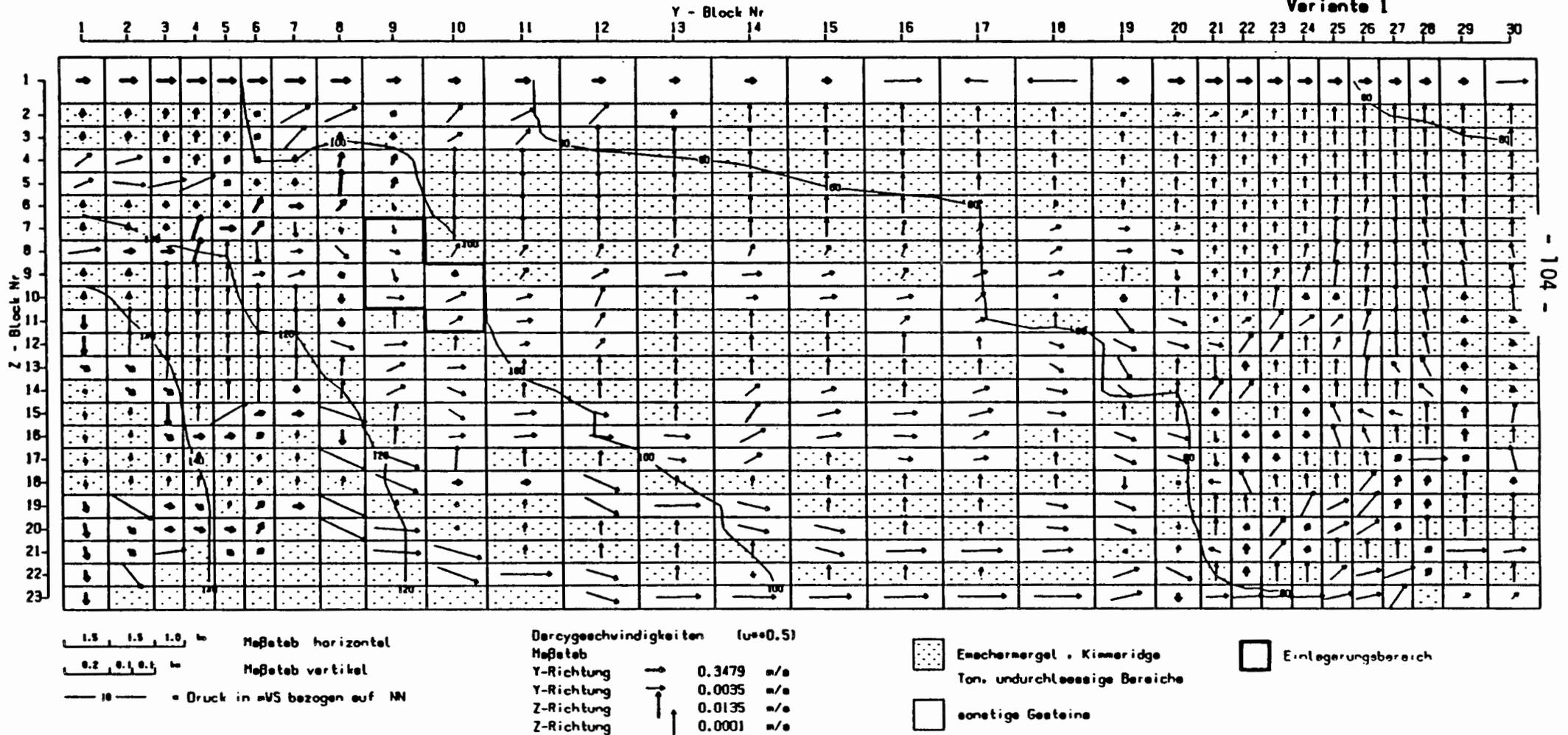


Abb. 5-3: Übersichtsmodell, Variante 1, Geschwindigkeitsfeld und Druckverteilung in Schnitt x=8

- 104 -

Schnitt 8 8000. bis 7000. m

Übersichtsmodell Konrad

Variante 2

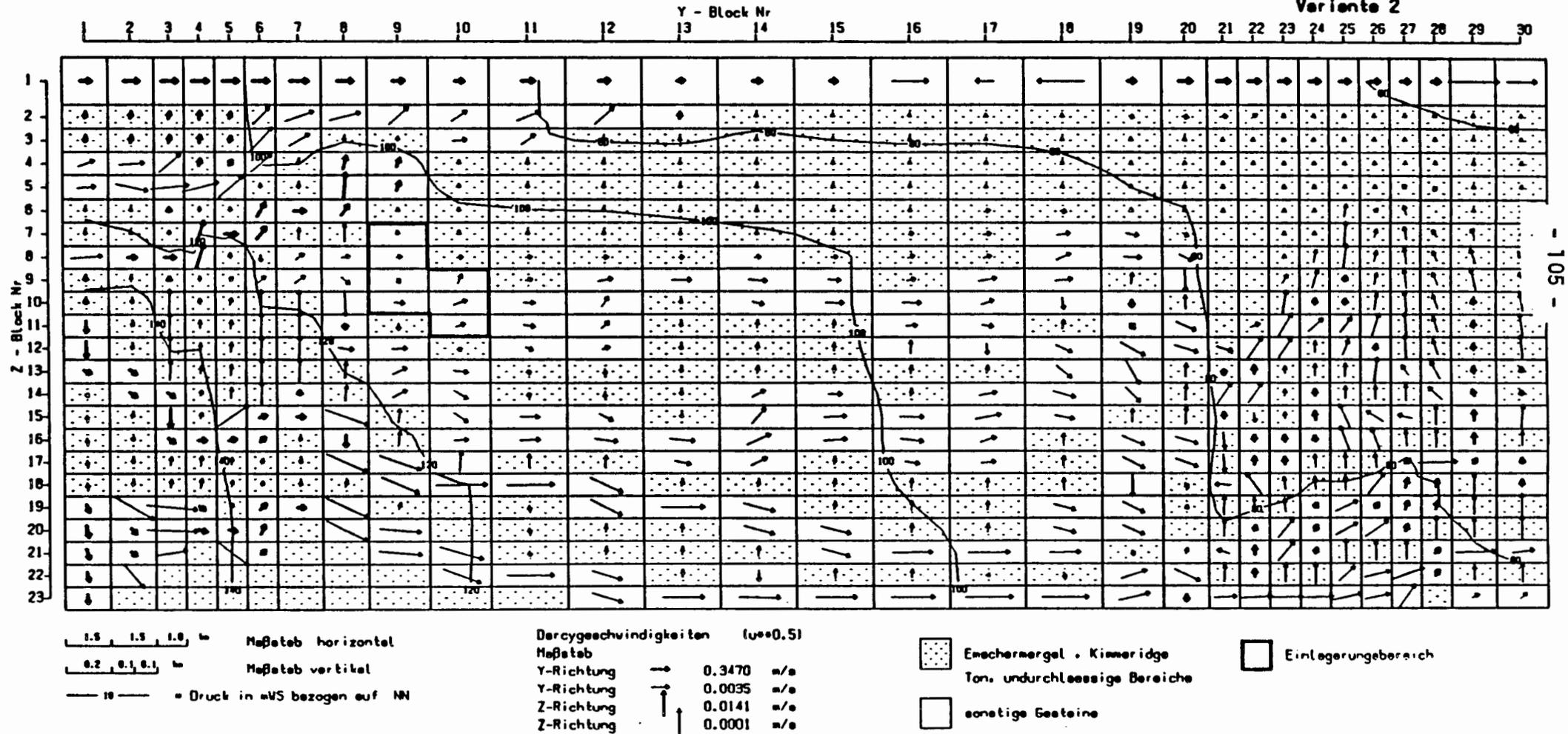


Abb. 5-4: Übersichtsmodell, Variante 2, Geschwindigkeit und Druckverteilung in Schnitt x=8

- 105 -

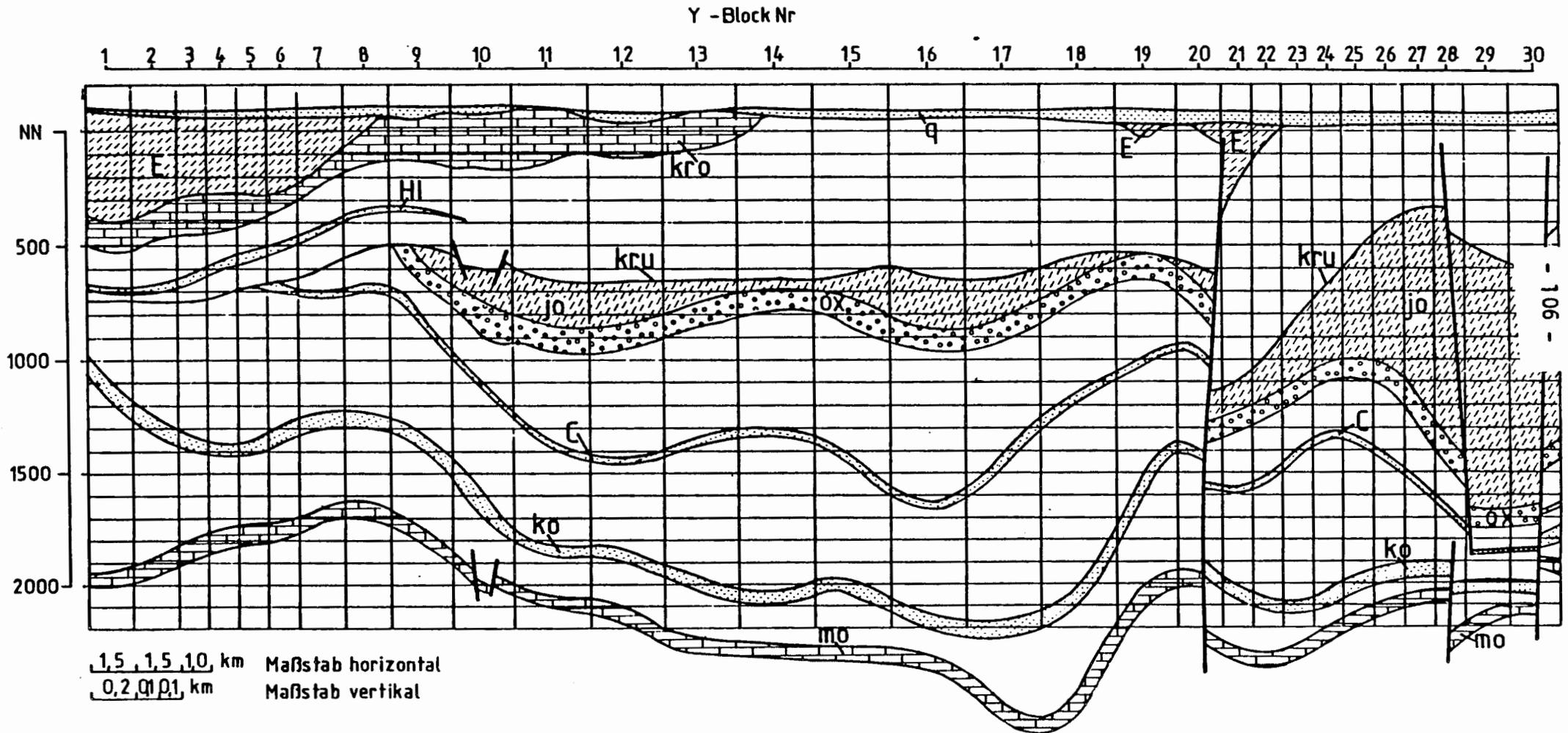
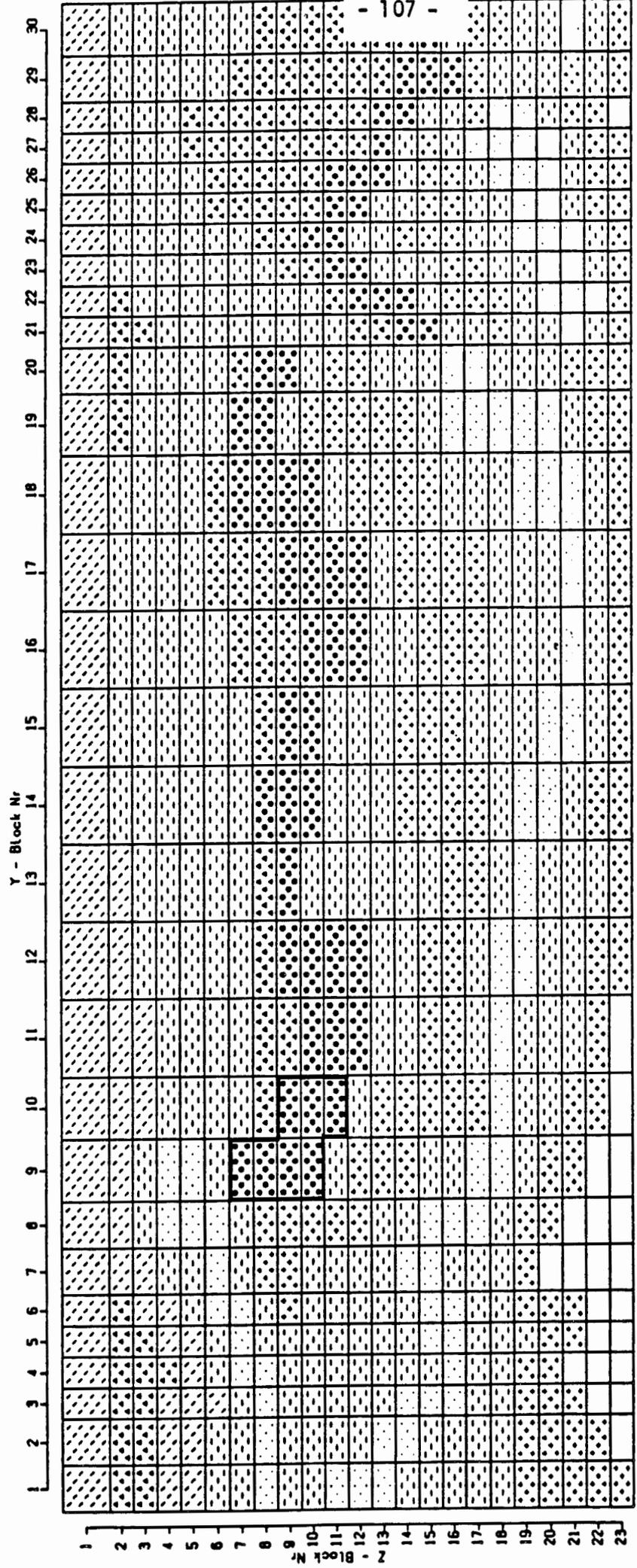


Abb. 5-5: Geologischer Schnitt x=8

Schnitt 8 6000. bis 7000. m

Übersichtsmodell Konrad



1.5 1.0 0.5 m
0.2 0.1 0.05 m
Maßstab horizontal
Maßstab vertikal

- Tone
- Oberkreidestufe
- Sandsteine
- Oxford
- Muschelkalk
- Mergel, Kimmeridge
- undurchlässig
- Einlagerungsbereich

Abb. 5-6: Übersichtsmodell, Gesteinstypen

vereinfacht wieder. Bei der Berücksichtigung verschiedener Gesteine in den drei Raumrichtungen ist in einem Block nur der Wasserleiter dargestellt.

Die Abbildungen 5-3 und 5-4 zeigen neben Druckisolinien die Filtergeschwindigkeit in der Schnittebene in Form von Pfeilen. Um einen größeren Bereich von Geschwindigkeiten erfassen zu können, wurde die Geschwindigkeit nichtlinear dargestellt. Lineare Änderungen der Pfeillängen entsprechen einer quadratischen Änderung der Geschwindigkeiten. Da die Pfeile die Geschwindigkeiten richtungsgetreu für die 8-fache Überhöhung der vertikalen Abmessungen zeigen, gilt der angegebene Maßstab streng genommen nur für die genau horizontalen und vertikalen Pfeile.

Erkennbar ist bei Variante 1 die Aufwärtsbewegung des Wassers in den Unterkreidetonsteinen mit Darcygeschwindigkeiten bis ca. 10^{-4} m/a. Die horizontale Bewegung in den tiefen Wasserleitern Oberer Muschelkalk, Rhät, Cornbrash und Oxford ist wesentlich schneller. Das Hangende und das Liegende des Oxford wird im wesentlichen von unten nach oben durchströmt. Dies zeigt sich beispielsweise bei $y=10$, $z=12$, wo eine Bewegung aus dem Cornbrash über die Doggertonsteine in das Oxford zu erkennen ist.

Der Hilssandstein ist im Schnitt $x=8$ in den Elementen $y=2$ bis $y=4$ und $z=8$ vertreten und erstreckt sich von da aus weiter in Richtung Norden zur Modelloberfläche. Die vorherrschende Strömungsrichtung verläuft nach Nordosten und auf die Oberfläche zu. Einen geringen Teil seines Wassers gibt der Hilssandstein an die liegenden Unterkreidetonsteine ab ($y=7$, $z=7$).

Im nördlichen Bereich der Schnitte steigen die Tiefenwässer auf. Wegen der Störungen in diesem Gebiet und der Kontakte verschiedener Wasserleiter untereinander ist eine detaillierte Erläuterung des Geschwindigkeitsfeldes nur im Zusammenhang mit einer genauen Beschreibung der verwendeten Durchlässigkeitsbeiwerte in allen drei Raumrichtungen möglich.

Variante 2 (Abbildung 5-4) weicht von Variante 1 nur bei dem Durchlässigkeitsbeiwert der Unterkreidetone ab, der von 10^{-10} m/s auf 10^{-12} m/s verringert wurde. Diese Änderung bewirkt eine Verschiebung der Druckisolinien nach Norden. Die Wasserbewegung in den Tongesteinen ist im Vergleich zu Variante 1 deutlich geringer, im wesentlichen aber immer noch aufwärts gerichtet. Lokal findet eine Abwärtsbewegung vom Oxford in die liegenden Tonsteine statt, vor allem in den Blöcken $y=9$, $z=11$, $y=10$, $z=12$ und $y=11$ bis $y=12$, $z=13$ bis $z=14$. Im Gegensatz zu Variante 1 ist hier ein konvektiver Transport vom Oxford in den Cornbrash möglich. Erkennbar ist die veränderte Bewegungsrichtung im Kimmeridge (z.B. Block $y=11$, $z=8$). Sie verläuft im Gegensatz zu Variante 1 vorwiegend horizontal.

Eine vollständige Wiedergabe der Druck- und Geschwindigkeitsfelder für die Varianten 1 und 2 ist in Anhang B enthalten. Diese Abbildungen zeigen auch Geschwindigkeitskomponenten aus der jeweiligen Schnittebene heraus. In der linken oberen Ecke wird die Größe der Geschwindigkeit an der Grenze zur vorhergehenden, in der rechten Ecke die Größe der Geschwindigkeit an der Grenze zur folgenden Schnittebene angegeben. Pfeile, die nach unten zeigen, beschreiben positive Geschwindigkeiten in x-Richtung.

5.4.3 STROMLINIEN

Der Einfluß des Durchlässigkeitsbeiwerts der Unterkreidetonsteine auf den potentiellen Schadstofftransport wird besonders in der Darstellung von Stromlinien deutlich. In Abbildung 5-7 sind einige Stromlinien als Projektion auf die vertikale y-z-Ebene für die Variante 1 dargestellt. Die durchgezogenen Linien zeigen den Weg von Wasserpartikeln mit einem Startpunkt im Lagerbereich. Diese Partikel legen anfangs unterschiedlich lange Wegstrecken im Oxford und Kimmeridge zurück. Die Bewegungsrichtung verläuft hier nahezu horizontal. Anschließend findet ein vertikaler Aufstieg durch die Unterkreidetonsteine statt. In den Plänerkalken bewegen sich die betrachteten Wasserpartikel noch etwas weiter nach Norden. Die Stromlinien enden in der obersten Schicht.

Gestrichelt sind Stromlinien in anderen Wasserleitern, mit Startpunkt im Cornbrash, Rhät und Oberen Muschelkalk. Beim Start im Oberen Muschelkalk verbleibt die Stromlinie zunächst in derselben Formation und gelangt am nördlichen Modellrand durch die Hangendschichten in das oberflächennahe Grundwasser. Stromlinien aus dem Rhät und Cornbrash verlassen die jeweilige Formation früher und erreichen die Oberfläche nach Durchwandern der Unterkreidetonsteine.

Bei der Berechnung der Stromlinien werden auch die Laufzeiten der Wasserpartikel vom Start bis zum Eintritt in die oberste Schicht sowie die zugehörigen Weglängen ermittelt. Daraus lassen sich mittlere Abstandsgeschwindigkeiten berechnen. Als kürzeste Laufzeit ergibt sich bei Variante 1 für Wasserpartikel aus dem Lagerbereich 430 000 Jahre mit einer zugehörigen Abstandsgeschwindigkeit von 0,011 m/a. Bei den dargestellten Stromlinien mit Startpunkten im Cornbrash, Rhät und Oberen Muschelkalk ergeben sich Laufzeiten von über 1 Mio. Jahren.

Übersichtsmodell Konrad
Variante 1

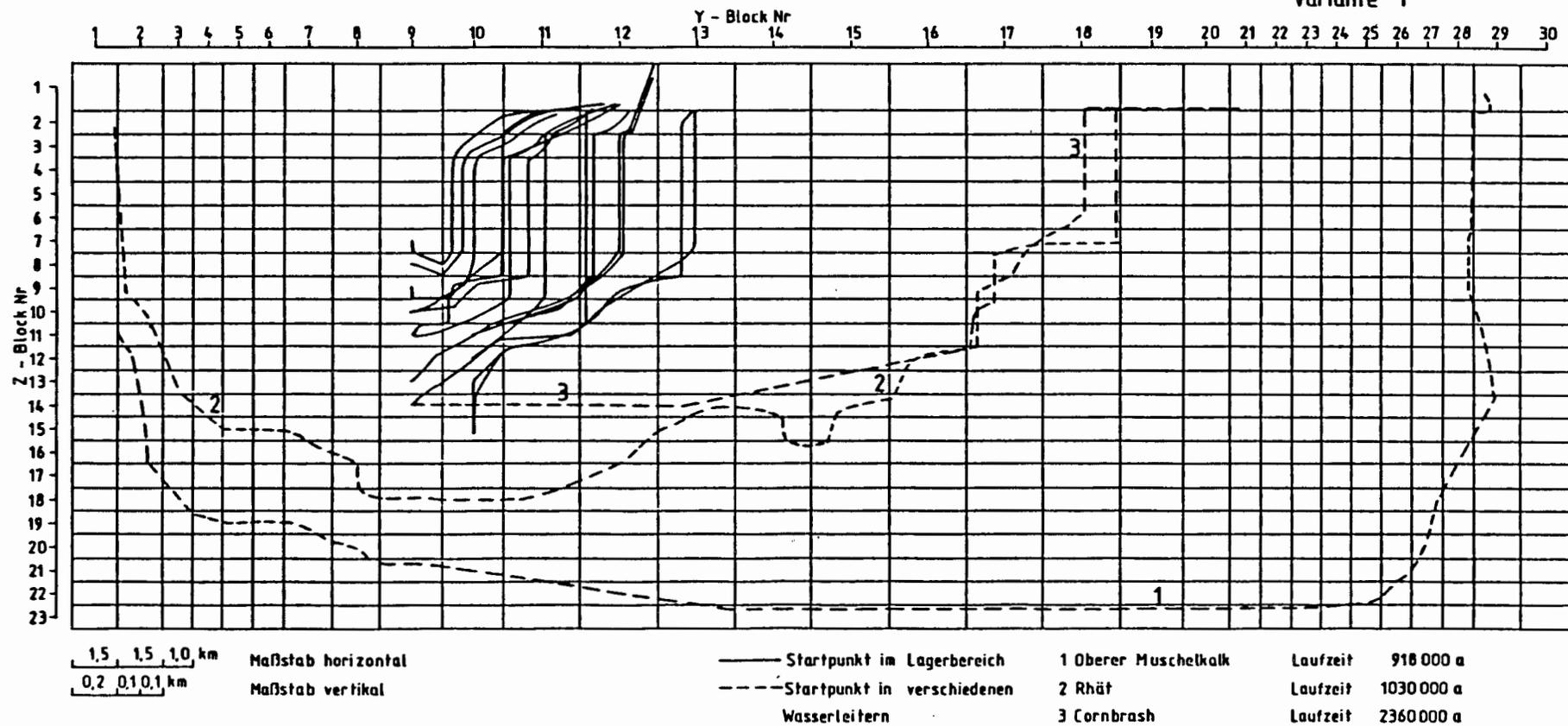


Abb. 5-7: Übersichtsmodell, Variante 1, Stromlinien

Abbildung 5-8 zeigt Stromlinien für die Variante 2. In diesem Fall bewegt sich das Wasser aus dem Lagerbereich vorwiegend im Oxford. Eine Wasserbewegung aus dem Lagerbereich in die Unterkreidetone findet kaum statt. Bei Laufzeiten von etwa 300 000 Jahren, aber längeren zurückgelegten Wegen ergibt sich die im Vergleich zu Variante 1 erheblich größere mittlere Abstandsgeschwindigkeit von ca. 0,12 m/a. Einige Stromlinien aus dem Lagerbereich verlaufen durch die Doggertonsteine und anschließend durch den Cornbrash. Die zugehörige Laufzeit beträgt 1,1 Millionen Jahre, wobei die Laufzeit durch den Cornbrash nur etwa 70 000 Jahre beträgt.

Die Gesamtlaufzeiten im Rhät und Oberen Muschelkalk sind im Vergleich zu Variante 1 deutlich geringer. Die Stromlinie, die im Cornbrash startet, verbleibt bis zum Eintritt in das Quartär in derselben Formation. Stromlinien mit Startpunkten im Oberen Muschelkalk und Rhät erreichen über den Cornbrash die Oberfläche.

Tabelle 5-7 enthält eine Zusammenstellung der Laufzeiten und Weglängen für Stromlinien mit Startpunkten in verschiedenen Wasserleitern, sowie der zugehörigen Abstandsgeschwindigkeiten.

Übersichtsmodell Konrad
Variante 2

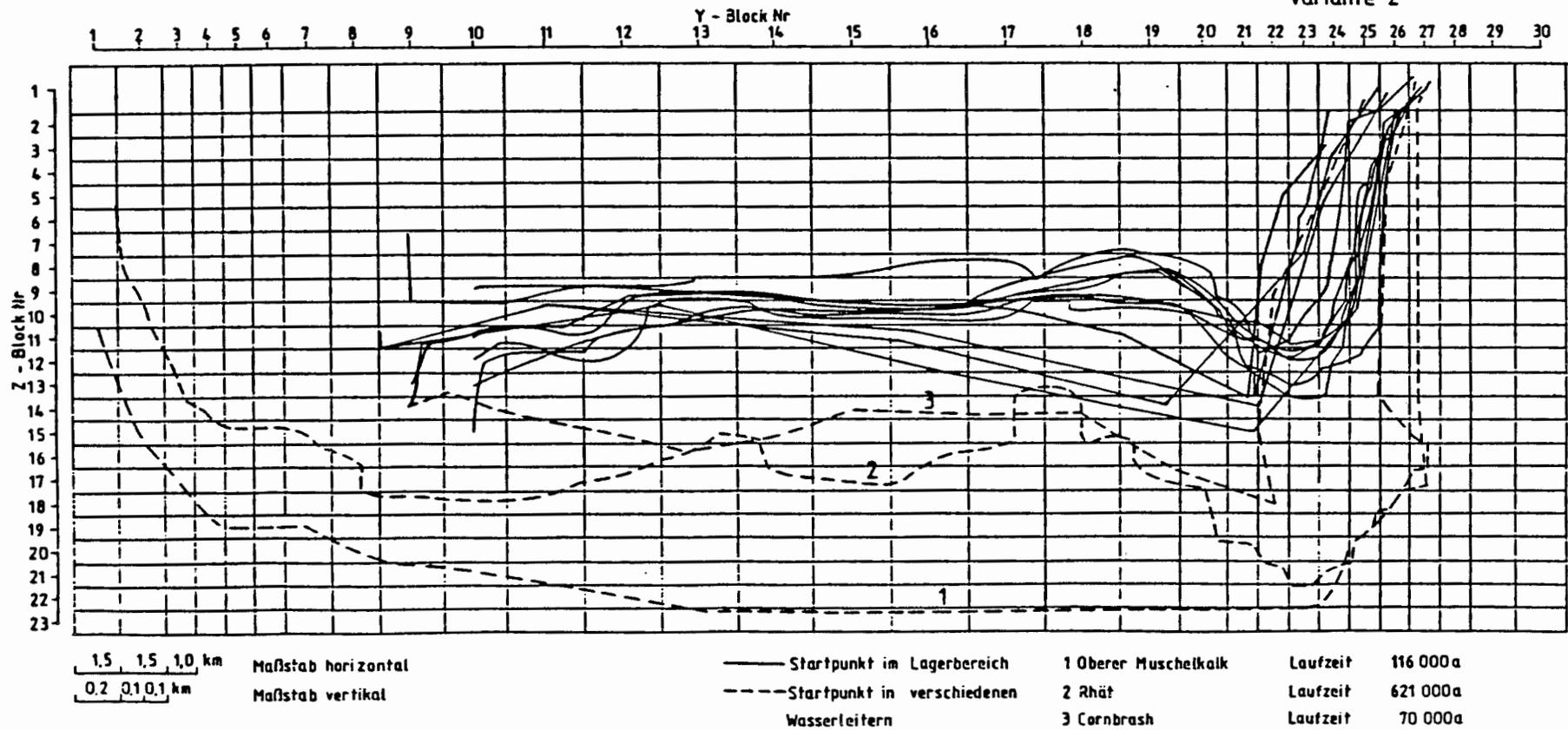


Abb. 5-8: Übersichtsmodell, Variante 2, Stromlinien

VARIANTE	STARTPUNKT		LAUFZEIT in a	WEGLÄNGE in m	MITTLERE ABSTANDS- GESCHWINDIGKEIT in m/a	BEMERKUNG
	Schicht	Block (x,y,z)				
1	Oberer					
	Muschelkalk	(5, 2, 11)	918 000	54 000	5,9 E-2	
	Rhät	(5, 1, 2)	1 040 000	45 400	4,4 E-2	
	Cornbrash	(7, 9, 14)	2 150 000	25 200	1,2 E-2	
	Oxford	(8, 10, 10)*	430 000	4 900	1,1 E-2	Wanderung u.a.durch Unterkeidetone
2	Oberer					
	Muschelkalk	(4, 1, 10)	116 000	52 600	4,5 E-1	
	Rhät	(4, 1, 5)	621 000	57 100	9,2 E-2	
	Cornbrash	(7, 9, 14)	70 000	37 400	5,3 E-1	
	Oxford	(7, 10, 12)*	300 000	37 000	1,2 E-1	Wanderung durch Oxford und Kimmeridge
	Oxford	(8, 9, 10)*	1 100 000	35 700	3,2 E-2	Wanderung durch Dog- ger, Cornbrash u.a.

*) Startpunkt zur Festlegung eines Ausbreitungsgebietes

Tab. 5-7: Weglängen, Laufzeiten und mittlere Abstandsgeschwindigkeiten für verschiedene Stromlinien der Varianten 1 und 2

5.4.4 AUSBREITUNGSGEBIETE

Die Modellrechnungen zur Grundwasserbewegung zeigen, daß bezüglich einer potentiellen Radionuklidausbreitung aus dem Lagerbereich drei Ausbreitungswege möglich sind. Bei Variante 1 ergibt sich ein möglicher Nuklidtransport vom Einlagerungsbereich nahezu direkt nach oben über den Kimmeridge, die Unterkreidetone und die Plänerkalke. Das Aufstiegsgebiet in den oberflächennahen Grundwasserleiter liegt südwestlich von Braunschweig bei den Ortschaften Groß Gleidingen und Salzgitter-Üffingen. Nach Variante 2 kann sich kontaminiertes Wasser durch die Formationen Oxford und Cornbrash ausbreiten. Der Kontakt mit dem oberflächennahen Grundwasserleiter erfolgt dann bei der Ortschaft Calberlah.

Tabelle 5-8 enthält zusammengefaßt Daten, die im Hinblick auf die Langzeitsicherheit beide Varianten charakterisieren. Aufgeführt sind für die Ausbreitungsgebiete die minimalen Laufzeiten und die mittleren Geschwindigkeiten für alle im Lagerbereich beginnenden Stromlinien. Eine genauere Beschreibung der Strömungsverhältnisse in den Ausbreitungsgebieten erfolgt in Unterkapitel 7.3 als Grundlage für die Berechnungen zum Radionuklidtransport.

VARIANTE	1	2	
Ausbreitungsgebiet	Unterkreidetone	Oxford	Cornbrash
minimale Laufzeit in Jahren	430 000	300 000	1 100 000
mittlere Abstandsgeschwindigkeit in m/a	0,009	0,1	0,03

Tab. 5-8: Ergebnisübersicht, Ausbreitungsgebiete

5.4.5 ÜBERPRÜFUNG DES MODELLS

Da das Grundwassermodell die natürlichen Verhältnisse nachbilden soll, muß überprüft werden, ob trotz der Vereinfachungen bei der Übertragung der hydrologischen und geologischen Gegebenheiten eine ausreichende Übereinstimmung zwischen Rechenergebnissen und der natürlichen Grundwasserbewegung erreicht worden ist. Solche Überprüfungsmöglichkeiten bestehen z.B. im Vergleich der tatsächlichen Grundwasserneubildung mit berechneten Ein- und Ausstromraten an der Modelloberfläche oder im Vergleich von gemessenen und berechneten Grundwassergeschwindigkeiten.

Für das vorliegende Grundwassermodell gibt es derartige Überprüfungsmöglichkeiten nicht. Geschwindigkeitsmessungen liegen lediglich für das Quartär vor. Gerade das Quartär ist aber nur vereinfacht nachgebildet worden. Es wird mit den Plänerkalken oder anderen Schichten zusammengefaßt, da seine Mächtigkeit im Vergleich mit der gesamten Modellmächtigkeit von 2400 m gering ist. Aus diesem Grund und wegen der erforderlichen groben horizontalen Diskretisierung sind auch detaillierte Vergleiche mit Grundwasserneubildungsraten nicht sinnvoll. Es kann lediglich darauf geachtet werden, daß die berechneten Ein- und Ausstromraten über die Modelloberfläche im Bereich realistischer Werte liegen.

Infolge der fehlenden Vergleichsmöglichkeiten mit gemessenen Daten ist es erforderlich, die Plausibilität der Ergebnisse mit Hilfe von Parametervariationen zu überprüfen. Dabei ist die Genauigkeit der beim Modellaufbau zur Verfügung stehenden Unterlagen und Daten von großer Bedeutung.

Variiert wurde die Durchlässigkeit verschiedener geologischer Schichten. Es sollte untersucht werden, ob sich auf Grund der Parameter-

variationen plausible Änderungen der Ergebnisse einstellen. Im folgenden werden kurz die Ergebnisse der Varianten 3, 4, 5 und 6 im Vergleich zu Variante 1 dargestellt.

Da die Verringerung der Leitfähigkeit der Unterkreidetone erheblichen Einfluß auf das potentielle Ausbreitungsgebiet hat, stellt sich die Frage, ob eine kleinere Durchlässigkeit im Kimmeridge sich ebenso auswirkt. Wie aus den Ergebnissen der Variante 3 ersichtlich, verlagert sich die Ausbreitung durch die Unterkreidetone nur unwesentlich bei etwas erhöhten Laufzeiten vom Lagerbereich zur Oberfläche.

Die Vergrößerung der Durchlässigkeit des Oxford dagegen führt dazu, daß immer mehr Stromlinien mit Startpunkt im Lagerbereich nicht mehr aus der Endlagerformation austreten. Die Ergebnisse für Variante 4 (Durchlässigkeit im Oxford $5 \cdot 10^{-7}$ m/s) zeigen bereits die alternative Ausbreitung im Oxford mit einer Mindestlaufzeit von ca. 100 000 Jahren oder auch durch Kimmeridge und Unterkreidetone bei wenigstens 460 000 Jahren Laufzeit bis zur Oberfläche. Die Ergebnisse der Variante 5 mit einer Durchlässigkeit von 10^{-6} m/s im Oxford belegen deutlich eine bevorzugte Ausbreitung in der Endlagerformation für diesen Fall. Die minimale Laufzeit beträgt ca. 30 000 Jahre.

In Variante 6 wird der Einfluß der Leitfähigkeiten des Oberen Muschelkalk und Rhät auf die Grundwasserbewegung untersucht. Die Verringerung der Durchlässigkeiten von 10^{-6} m/s auf 10^{-7} m/s bewirkt eine Erhöhung der Laufzeiten für das Wasser aus dem Lagerbereich bis zur Oberfläche auf mindestens 1 Mio. Jahre. Zunächst verbleibt das Wasser im Oxford und steigt dann in einiger Entfernung vom Lager senkrecht durch die Unterkreidetone auf. Einen ähnlichen Verlauf haben Stromlinien mit Startpunkt im Cornbrash. Die Wanderung erfolgt zunächst im Cornbrash,

nach der Durchquerung der Doggertonsteine im Oxford und anschließend durch die Unterkreidetonsteine aufwärts. Die Wanderzeiten betragen mehrere Millionen Jahre.

Insgesamt zeigen die Modellrechnungen plausible Änderungen in den Ergebnissen auf Grund der Parametervariationen. Die berechneten Grundwassergeschwindigkeiten entsprechen den vorgegebenen Grundwasserstandshöhen und geologischen Bedingungen im Untersuchungsgebiet.

5.5 SORPTION IM DECKGEBIRGE

Unter Sorption werden hier alle Prozesse zusammengefaßt, die eine Rückhaltung des Inhaltsstoffes gegenüber dem Wasser zur Folge haben. Vereinfacht wird die Nuklidrückhaltung durch die folgenden chemischen Vorgänge beeinflusst:

- Adsorption
- Ionenaustausch
- Komplexbildung
- Fällung, Mitfällung und Mischkristallbildung

Daneben wirken sich folgende physikalische Vorgänge auf die Rückhaltung aus:

- Filtration
- Diffusion in das Gestein

Ein scharfe Trennung der einzelnen Vorgänge ist bei komplexen Lösungen, wie sie natürliche Grundwässer darstellen, sehr schwierig. Meist überlagern sich mehrere Effekte, die gemeinsam die Bindung eines Radionu-

klids an das geologische Material bewirken. Diese Effekte werden pauschal nach dem K_d -Konzept modelliert, das in Unterkapitel 4.5 erläutert ist.

Zur Untersuchung der Sorptionsvorgänge an Gesteinen des Ausbreitungsgebiets wurden im Auftrag der Physikalisch-Technischen Bundesanstalt umfangreiche Laborexperimente durchgeführt /26/. Die Laborexperimente sollen die mögliche Sorption im Deckgebirge des Untersuchungsgebietes KONRAD vorhersagen. Daher wurde bei der Probenahme, Probenverarbeitung und Versuchsdurchführung Wert auf die Beibehaltung der Feldbedingungen gelegt. Die Übertragung der realen physikalischen und chemischen Verhältnisse in das Laborexperiment ist jedoch nur zum Teil möglich. Dies wird vor allem dadurch verursacht, daß das ursprüngliche Milieu bei der Probenahme verändert wurde. Hinzu kommt, daß im Laborexperiment der natürliche Gesteinsverband nicht mehr erhalten bleibt.

Es wurden vor allem Gesteinsproben aus den wesentlichen Grundwasserleitern und -stauern entnommen, die im Hangenden des Einlagerungsbereichs anstehen. Die Probenahme erfolgte im Rahmen der Bohrung KONRAD 101. Weitere Proben konnten direkt untertage im Bereich der Eisenerzgrube KONRAD genommen werden. Entsprechende Grundwässer, die mit den Gesteinsproben im Gleichgewicht stehen, konnten bei der Bohrung KONRAD 101 nicht gewonnen werden. Für die Untersuchungen wurde Wasser aus dem Quartär, der Oberkreide, dem Hilssandstein, dem Oxford und nach analytischen Vorgaben erstellte Modellwässer verwendet.

Zur Messung der Sorption wurden Schüttel-, Säulen- und Diffusionsexperimente eingesetzt. Die Festlegung der Sorptionsdaten für die Ausbreitungsrechnungen erfolgte vor allem auf Grundlage der Schüttelver-

suche. Auf Grund der Experimente können folgende Parameter die Radionuklidsorption deutlich beeinflussen:

- NaCl-Gehalt des Grundwassers
- Redoxpotential des Grundwassers
- Konzentration des verwendeten Radionuklids
- Konzentration eines Komplexbildners wie EDTA
(Dekontaminationsmittel, das im Abfallgebilde enthalten ist)
- Volumen-/Massenverhältnis beim Schüttelversuch

In den Experimenten werden Adsorptionskoeffizienten R_s und Desorptionskoeffizienten R_d ermittelt. Die Ergebnisse zeigen, daß die Desorption generell langsamer als die Adsorption erfolgt. Für die Ausbreitungsrechnungen werden K_d -Werte auf der Basis der Adsorptionskoeffizienten R_s festgelegt.

Für die Ausbreitungsrechnungen sind Retardationsfaktoren R_f erforderlich. Der Retardationsfaktor ist das Maß, um den die mittlere Nuklidgeschwindigkeit gegenüber der mittleren Grundwassergeschwindigkeit verringert ist. Für die Sorption in einem Porengrundwasserleiter gilt die Beziehung:

$$R_f = 1 + \frac{K_d \cdot \rho_s \cdot (1-n)}{n} \quad (5-6)$$

- R_f : Retardationsfaktor
 K_d : Verteilungskoeffizient in ml/g
 ρ_s : Dichte des Gesteins in g/ml
 n : Porosität

Bei dem verwendeten Rechenprogramm SWIFT werden K_d -Werte eingegeben, die intern nach obiger Gleichung in R_f -Werte umgerechnet werden. Dabei muß berücksichtigt werden, daß für die Wasserbewegung und die Radionuklidbewegung unterschiedlich große Porenräume zur Verfügung stehen.

Unterschiede sind vor allem dort gegeben, wo für die Grundwasserbewegung ein Kluftwasserleiter angenommen wurde. Dies betrifft die Plänerkalke der Oberkreide, das Oxford und den Cornbrash. Um die in Kluftwasserleitern möglichen höheren Abstandsgeschwindigkeiten zu erzeugen, sind für die Berechnung der Grundwasserbewegung geringere Porositäten vorgegeben worden.

Die Sorptionsexperimente werden an zerkleinerten Festgesteinsproben durchgeführt. Ob die inneren Oberflächen des Festgesteins bei der großräumigen Ausbreitung tatsächlich für die Nuklidsorption verfügbar sind, kann nicht angegeben werden. Laborversuche mit Material unterschiedlicher Korngrößen zeigen - für diesen Maßstab - keine signifikanten Einflüsse auf die Sorptionsdaten. Bei der Ermittlung von K_d -Werten für die Ausbreitungsrechnungen wird die gesamte effektive Porosität des Gesteins berücksichtigt.

Bei der Modellierung der Radionuklidmigration werden unterschiedliche geologische Formationen zusammengefaßt, die in der sedimentpetrographischen Ausbildung und im Sorptionsvermögen ähnlich sind. In Tabelle 5-9 sind für die geologischen Einheiten Porositäten aufgeführt, die in den Rechnungen verwendet werden.

In den Tabellen 5-10 bis 5-16 sind die Sorptionsdaten für die Gesteine enthalten, durch die eine Radionuklidausbreitung im Untersuchungsgebiet KONRAD erfolgen kann. Den Sorptionsdaten für das Oxford liegen Experimente an mehreren Proben zu Grunde, die sich hinsichtlich ihrer sedimentpetrographischen Ausbildung unterscheiden. Zur Festlegung der

FORMATION	ZUORDNUNG BEI MODELLIERUNG	POROSITÄT, MODELLWERT KONVEKTIVER TRANSPORT	POROSITÄT, MODELLWERT SORPTION
Turon Cenoman	Oberkreide	5	15
Alb Apt Barreme Hauterive Valendis	Unterkreide	10	20
Waelden Portland Kimmeridge	Kimmeridge	10	10
Oxford	Oxford	2	20
Callovium Bajocium	Doggertone	10	20
Cornbrash	Cornbrash	5	10

Tab. 5-9: Porositäten für die Modellrechnungen in Prozent

angeführten K_d -Werte wurden aus den Einzelmeßergebnissen Mittelwerte gebildet. Die Mittelwerte beinhalten eine Wichtung entsprechend der Mächtigkeiten der Tonmergelsteine und der Kalke im Oxford.

Die radioaktiven Abfälle enthalten technische Komplexbildner und waschaktive Substanzen, die die Sorption einiger Nuklide deutlich herabsetzen. Bei EDTA als wichtigstem Komplexbildner ist der Einfluß seiner Konzentration im Wasser auf die Sorption untersucht worden. Auch die Konzentration des jeweiligen Elements wirkt sich auf die Rückhaltung aus. In den Tabellen sind beide Effekte berücksichtigt. Es werden K_d -Werte angegeben, die sich auf die maximale Element- und EDTA-Konzentration im Grubengebäude beziehen. Die maximalen Elementkonzentrationen sind je nach eingelagertem Inventar unterschiedlich. Die maximale EDTA-Konzentration wurde zu 10^{-3} mol/l abgeschätzt. Des Weiteren enthalten die Tabellen K_d -Werte für eine gleichzeitige Verdünnung von Element- und EDTA-Konzentrationen um eine und zwei Größenordnungen /26/.

Tabelle 5-17 enthält die Sorptionsdaten der Elemente, für die keine standortspezifischen Sorptionsexperimente durchgeführt wurden. Die Zahlenwerte sind aufgrund chemischer Ähnlichkeiten abgeschätzt worden. Dabei wurde berücksichtigt, in welchem Umfang die Mineralisation des Tiefenwassers und die EDTA-Konzentration die Sorption verändern.

Auch für die Elemente Wismut und Polonium, bei denen nur sehr kurzlebige Nuklide relevant sind, wurden die Sorptionsdaten abgeschätzt. Für Wismut wurden als konservative Schätzung die Werte für das zweiwertige Blei (Turon: $12 \text{ cm}^3/\text{g}$ und Kimmeridge: $40 \text{ cm}^3/\text{g}$) verwendet. Für das aufgrund seiner Hydrolyseneignung sehr stark sorbierende Polonium wurde der Wert von Actinium ($1000 \text{ cm}^3/\text{g}$) übernommen.

In Unterkapitel 7.4 wird dargestellt, welche Zahlenwerte aus den Tabellen 5-10 bis 5-17 bei den Ausbreitungsrechnungen zugrundegelegt werden.

Element	Maximale Element- konzentration in mol/l	Maximale EDTA-Kon- zentration in mol/l	K_d -Werte in ml/g		
			unverdünnt	Verdünnung Faktor 10 Faktor 100	
Tc	5,7 E - 7	1 E - 3			0,4
Se	8,4 E - 9	1 E - 3			0,2
Zr	8,0 E - 7	1 E - 3			1000
Nb	3,9 E - 11	1 E - 3			1000
Cs	1,2 E - 6	1 E - 3			16
J	5,3 E - 5	1 E - 3			0
C	4,8 E - 8	1 E - 3			8
Sr	2,6 E - 7	1 E - 3			0
Np	3,9 E - 8	1 E - 3			11
Pu	5,3 E - 6	1 E - 3			1000
Am/Cm	3,1 E - 8	1 E - 3			1000
Pb	2,3 E - 8	1 E - 3			40
U	3,1 E - 3	1 E - 3			3
Ra	2,3 E - 11	1 E - 3			1,5
Ni	3,1 E - 4	1 E - 3			3
Th	3,3 E - 4	1 E - 3			900
Pa	5,7 E - 11	1 E - 3			700
Ac	3,7 E - 14	1 E - 3			250

Tab. 5-10: Sorptionsdaten "Cornbrash"

Element	Maximale Element- konzentration in mol/l	Maximale EDTA-Kon- zentration in mol/l	K _d -Werte in ml/g		
			unverdünnt	Verdünnung Faktor 10 Faktor 100	
Tc	5,7 E - 7	1 E - 3	0,5	0,5	0,5
Se	8,4 E - 9	1 E - 3	0,2	0,2	0,2
Zr	8,0 E - 7	1 E - 3	80	80	1000
Nb	3,9 E - 11	1 E - 3	1000	1000	1000
Cs	1,2 E - 6	1 E - 3	40	40	40
J	5,3 E - 5	1 E - 3	0,1	0,1	0,1
C	4,8 E - 8	1 E - 3	12	12	12
Sr	2,6 E - 7	1 E - 3	0	0	0
Np	3,9 E - 8	1 E - 3	50	50	50
Pu	5,3 E - 6	1 E - 3	700	1000	1000
Am/Cm	3,1 E - 8	1 E - 3	700	1000	1000
Pb	2,3 E - 8	1 E - 3	0,6	6	40
U	3,1 E - 3	1 E - 3	2	2	3
Ra	2,3 E - 11	1 E - 3	2	2	2
Ni	3,1 E - 4	1 E - 3	0,7	2	3
Th	3,3 E - 4	1 E - 3	80	80	1000
Pa	5,7 E - 11	1 E - 3	1000	1000	1000
Ac	3,7 E - 14	1 E - 3	30	70	400

Tab. 5-11: Sorptionsdaten "Dogger, Bajocium"

Element	Maximale Element- konzentration in mol/l	Maximale EDTA-Kon- zentration in mol/l	K _d -Werte in ml/g		
			unverdünnt	Verdünnung Faktor 10	Faktor 100
Tc	5,7 E - 7	1 E - 3	0,7	0,7	0,7
Se	8,4 E - 9	1 E - 3	0,1	0,1	0,1
Zr	8,0 E - 7	1 E - 3	70	70	1000
Nb	3,9 E - 11	1 E - 3	1000	1000	1000
Cs	1,2 E - 6	1 E - 3	30	30	30
J	5,3 E - 5	1 E - 3	0	0	0
C	4,8 E - 8	1 E - 3	0,2	0,2	0,2
Sr	2,6 E - 7	1 E - 3	0	0	0
Np	3,9 E - 8	1 E - 3	30	30	30
Pu	5,3 E - 6	1 E - 3	500	1000	1000
Am/Cm	3,1 E - 8	1 E - 3	500	1000	1000
Pb	2,3 E - 8	1 E - 3	0,6	6	40
U	3,1 E - 3	1 E - 3	1,8	2	3
Ra	2,3 E - 11	1 E - 3	1,6	1,6	1,6
Ni	3,1 E - 4	1 E - 3	0,7	2	3
Th	3,3 E - 4	1 E - 3	70	70	1000
Pa	5,7 E - 11	1 E - 3	1000	1000	1000
Ac	3,7 E - 14	1 E - 3	30	70	200

Tab. 5-12: Sorptionsdaten "Oxford"

Element	Maximale Element- konzentration in mol/l	Maximale EDTA-Kon- zentration in mol/l	K _d -Werte in ml/g		
			unverdünnt	Verdünnung Faktor 10 Faktor 100	
Tc	5,7 E - 7	1 E - 3	0,3	0,3	0,3
Se	8,4 E - 9	1 E - 3	0,1	0,1	0,1
Zr	8,0 E - 7	1 E - 3	50	50	1000
Nb	3,9 E - 11	1 E - 3	1000	1000	1000
Cs	1,2 E - 6	1 E - 3	20	20	20
J	5,3 E - 5	1 E - 3	0	0	0
C	4,8 E - 8	1 E - 3	9	9	9
Sr	2,6 E - 7	1 E - 3	0	0	0
Np	3,9 E - 8	1 E - 3	30	30	30
Pu	5,3 E - 6	1 E - 3	1000	1000	1000
Am/Cm	3,1 E - 8	1 E - 3	1000	1000	1000
Pb	2,3 E - 8	1 E - 3	0,6	6	40
U	3,1 E - 3	1 E - 3	1,6	1,9	2,6
Ra	2,3 E - 11	1 E - 3	4	4	4
Ni	3,1 E - 4	1 E - 3	0,6	1,8	3
Th	3,3 E - 4	1 E - 3	50	50	750
Pa	5,7 E - 11	1 E - 3	1000	1000	1000
Ac	3,7 E - 14	1 E - 3	20	50	60

Tab. 5-13: Sorptionsdaten "Kimmeridge"

Element	Maximale Element- konzentration in mol/l	Maximale EDTA-Kon- zentration in mol/l	K_d -Werte in ml/g		
			unverdünnt	Verdünnung Faktor 10 Faktor 100	
Tc	5,7 E - 7	1 E - 3	0,5	0,5	0,5
Se	8,4 E - 9	1 E - 3	0,5	0,5	0,5
Zr	8,0 E - 7	1 E - 3	80	80	1000
Nb	3,9 E - 11	1 E - 3	1000	1000	1000
Cs	1,2 E - 6	1 E - 3	50	50	50
J	5,3 E - 5	1 E - 3	0	0	0
C	4,8 E - 8	1 E - 3	20	20	20
Sr	2,6 E - 7	1 E - 3	0,2	0,2	0,2
Np	3,9 E - 8	1 E - 3	60	60	60
Pu	5,3 E - 6	1 E - 3	500	1000	1000
Am/Cm	3,1 E - 8	1 E - 3	500	1000	1000
Pb	2,3 E - 8	1 E - 3	0,6	6	40
U	3,1 E - 3	1 E - 3	12	15	20
Ra	2,3 E - 11	1 E - 3	3	3	3
Ni	3,1 E - 4	1 E - 3	1,0	6	20
Th	3,3 E - 4	1 E - 3	80	80	1000
Pa	5,7 E - 11	1 E - 3	1000	1000	1000
Ac	3,7 E - 14	1 E - 3	40	160	700

Tab. 5-14: Sorptionsdaten "Unterkreide"

Element	Maximale Element- konzentration in mol/l	Maximale EDTA-Kon- zentration in mol/l	K_d -Werte in ml/g		
			unverdünnt	Verdünnung Faktor 10 Faktor 100	
Tc	5,7 E - 7	1 E - 3	0	0	0
Se	8,4 E - 9	1 E - 3	0,4	0,4	0,4
Zr	8,0 E - 7	1 E - 3	1000	1000	1000
Nb	3,9 E - 11	1 E - 3	1000	1000	1000
Cs	1,2 E - 6	1 E - 3	600	600	600
J	5,3 E - 5	1 E - 3	9	9	9
C	4,8 E - 8	1 E - 3	2	2	2
Sr	2,6 E - 7	1 E - 3	30	30	30
Np	3,9 E - 8	1 E - 3	500	500	500
Pu	5,3 E - 6	1 E - 3	1000	1000	1000
Am/Cm	3,1 E - 8	1 E - 3	1000	1000	1000
Pb	2,3 E - 8	1 E - 3	0,9	1,6	12
U	3,1 E - 3	1 E - 3	1,3	2	6
Ra	2,3 E - 11	1 E - 3	400	400	400
Ni	3,1 E - 4	1 E - 3	1,5	5	25
Th	3,3 E - 4	1 E - 3	150	200	200
Pa	5,7 E - 11	1 E - 3	1000	1000	1000
Ac	3,7 E - 14	1 E - 3	190	400	600

Tab. 5-15: Sorptionsdaten "Oberkreide, Cenoman"

Element	Maximale Element- konzentration in mol/l	Maximale EDTA-Kon- zentration in mol/l	K _d -Werte in ml/g		
			unverdünnt	Verdünnung Faktor 10	Faktor 100
Tc	5,7 E - 7	1 E - 3	0	0	0
Se	8,4 E - 9	1 E - 3	0,5	0,5	0,5
Zr	8,0 E - 7	1 E - 3	1000	1000	1000
Nb	3,9 E - 11	1 E - 3	1000	1000	1000
Cs	1,2 E - 6	1 E - 3	600	600	600
J	5,3 E - 5	1 E - 3	2	2	2
C	4,8 E - 8	1 E - 3	5	5	5
Sr	2,6 E - 7	1 E - 3	3	3	3
Np	3,9 E - 8	1 E - 3	400	400	400
Pu	5,3 E - 6	1 E - 3	1000	1000	1000
Am/Cm	3,1 E - 8	1 E - 3	1000	1000	1000
Pb	2,3 E - 8	1 E - 3	0,9	1,6	12
U	3,1 E - 3	1 E - 3	1,3	2,4	6
Ra	2,3 E - 11	1 E - 3	110	110	110
Ni	3,1 E - 4	1 E - 3	1,5	5	20
Th	3,3 E - 4	1 E - 3	300	600	600
Pa	5,7 E - 11	1 E - 3	1000	1000	1000
Ac	3,7 E - 14	1 E - 3	140	200	300

Tab. 5-16: Sorptionsdaten "Oberkreide, Turon"

ELEMENT	K _d -WERTE in ml/g		
	Salzwasser unverdünnt	Salzwasser verdünnt (100)	Süßwasser verdünnt (100)
Cl	0	0	0
Ca	0	0	1
Rb	1	1	10
Mo	0,2	0,2	0,2
Pd	0,2	1	100
Sn	0,6	10	100
Sm	0,6	100	100
Eu	0,6	100	100
Co	0,2	2	10

unverdünnt : EDTA: 10⁻³ mol/l; pH: 8-10;
maximale Elementkonzentrationen

verdünnt (100): Element- und EDTA-Konzentration 100-fach verdünnt

Tab. 5-17: Abgeschätzte Sorptionsdaten

6 VORGÄNGE IN DER BIOSPHÄRE

Die Strahlenexposition der Bevölkerung durch Nutzung von radioaktiv kontaminiertem Grundwasser kann durch folgende Expositionspfade erfolgen:

- Ingestion von radioaktiv kontaminiertem Trinkwasser,
- Ingestion von Milch und Fleisch von Tieren, die mit radioaktiv kontaminiertem Wasser getränkt wurden,
- Ingestion von Pflanzen, die mit radioaktiv kontaminiertem Wasser beregnet wurden,
- Ingestion von Milch und Fleisch von Tieren, deren Futter mit radioaktiv kontaminiertem Wasser beregnet wurde,
- Ingestion von Fisch, der aus grundwassergespeisten Gewässern stammt.

Die Berechnung der Strahlenexposition durch diese Pfade erfolgt im wesentlichen mit den in der Allgemeinen Berechnungsgrundlage (Richtlinie zu § 45 StrlSchV) /4/, im folgenden mit AGB bezeichnet, angegebenen Modellen und Parametern für Erwachsene und Kleinkinder. Dabei wird unterstellt, daß dem exponierten Individuum ausschließlich radioaktiv kontaminiertes Wasser zur Verfügung steht und die gesamte Nahrung unter dessen Verwendung erzeugt wird.

Die Strahlenexposition wird für den Zeitpunkt berechnet, in dem sich die durch die Beregnung hervorgerufene Kontamination des Bodens im Gleichgewicht befindet.

Obwohl die hier unterstellte Kontamination des Grundwassers durch freigesetzte Radionuklide aus einem Endlager erst in ferner Zukunft auftreten kann, liegen den Berechnungen aufgrund fehlender Prognosemöglichkeiten zukünftiger Lebensformen des Menschen die heutigen Randbedingungen zugrunde.

6.1 INGESTION VON TRINKWASSER

Die Strahlenexposition wird unter der Annahme berechnet, daß das Trinkwasser direkt dem Grundwasser entnommen wird. Veränderungen der Aktivitätskonzentration durch Trinkwasseraufbereitung werden nicht berücksichtigt. Die dann mit dem Trinkwasser zugeführte Aktivität ist in Tabelle 6-3 und 6-4 angegeben.

6.2 KONTAMINATION VON PFLANZLICHEN NAHRUNGSMITTELN

Im Modell der ABG wird zwischen Weidegras, Blattgemüse und sonstigen pflanzlichen Produkten unterschieden. Die Kontamination der Pflanzen ergibt sich durch die Berechnung. Die Aufnahme von Radionukliden in die Pflanze erfolgt über das Blattwerk und das Wurzelwerk.

6.2.1 RADIONUKLIDAUFNAHME DURCH DAS BLATTWERK

Der Berechnung der Pflanzenkontamination durch direkte Aufnahme von Radionukliden aus dem Beregnungswasser durch das Blattwerk liegt die Annahme einer Beregnungsrate von 1 mm/d während der Wachstumszeit zugrunde. Der vom Blattwerk während der Beregnung aufgenommene Radionuklidanteil wird wie in der ABG zu 25 % angenommen. Dieser von der Pflanze zurückgehaltene Aktivitätsanteil nimmt durch Witterungsprozesse mit einer Halbwertszeit von 14 d ab. Daneben ist die Aktivitätsabnahme durch den radioaktiven Zerfall zu berücksichtigen.

Für Weidegras wird eine Wachstumszeit von 30 d, für die übrigen Pflanzen von 60 d angesetzt, so daß Weidegras mit einer Rate von 30 mm Ernte, alle anderen Pflanzen mit einer Rate von 60 mm/Ernte berechnet

werden. Der Ertrag von Weidegras Y_W wird mit $0,85 \text{ kg/m}^2$, der von Blattgemüse Y_{B1} mit $1,6 \text{ kg/m}^2$ und der übrigen Pflanzen Y_{pf} mit $2,4 \text{ kg/m}^2$ (jeweils Frischgewicht) angesetzt.

Die Kontamination durch Radionuklidaufnahme durch das Blattwerk ergibt sich dann zu:

$$C_P^{B1} = C_W \cdot \frac{W \cdot N_r}{Y \cdot (\lambda_r + \lambda_w)} \cdot (1 - e^{-(\lambda_r + \lambda_w) \cdot t}) \quad (6-1)$$

wobei

- C_P^{B1} : Kontamination der Pflanzen durch Radionuklidaufnahme durch das Blattwerk in Bq/kg
 C_W : Kontamination des Beregnungswassers in Bq/l
 W : Beregnungsrate in $l/(m^2 d)$
 N_r : anteilige Nuklidablagerung auf der Pflanze
 Y : Ertrag in kg/m^2
 λ_r : physikalische Zerfallskonstante in d^{-1}
 λ_w : Abwitterungsrate in d^{-1}
 t : Wachstumszeit der Pflanzen in d

6.2.2 RADIONUKLIDAUFNAHME DURCH DAS WURZELWERK

Die Pflanzenkontamination durch Radionuklidaufnahme durch das Wurzelwerk wird wie in der ABG aus der Kontamination des Bodens und den in der ABG angegebenen nuklidspezifischen Transferfaktoren Boden-Pflanze berechnet. Für den Übergang von Jod vom Boden in die Pflanze wird ab-

weichend von der ABG aufgrund von Untersuchungen in der Umgebung des Kernforschungszentrums Karlsruhe /34/ ein Transferfaktor von 0,2 zugrunde gelegt. Der in der ABG angegebene Wert von 0,02 scheint aufgrund dieser Messungen nicht geeignet, die Jodaufnahme von Pflanzen aus dem Boden zur sicheren Seite hin abzuschätzen.

Die Aktivität des Bodens ergibt sich aus der jährlichen Aktivitätszufuhr mit dem Beregnungswasser einerseits und der Aktivitätsabnahme durch radioaktiven Zerfall und Auswaschung der Radionuklide in tiefere Bodenschichten andererseits.

Die Migration von Radionukliden in tiefere Bodenschichten, in denen sie nicht mehr pflanzenverfügbar sind, wird in der ABG zur Zeit nicht berücksichtigt, sondern eine vollständige Akkumulation in der obersten Bodenschicht angenommen. Allerdings wurde die ABG zunächst zur prognostischen Abschätzung der Strahlenexposition um Kernkraftwerke entwickelt, deren Standzeiten nicht so lang sind, daß der Migrationspfad Nährbodenschicht - Bodensenke größere Bedeutung erlangen könnte.

Bei der hier betrachteten Fragestellung im Zusammenhang mit Grundwasserkontaminationen durch Endlager müssen jedoch Zeiträume betrachtet werden, die demgegenüber sehr lang sind. Deshalb würde die Annahme der vollständigen Akkumulation von Radionukliden in der obersten Bodenschicht zu unrealistischen Ergebnissen führen /35/. Daher wird in dieser Berechnung die Auswaschung von Radionukliden aus der Wurzelzone berücksichtigt, wobei der in /35/ beschriebene Ansatz zugrunde gelegt wird, der auf /36-39/ zurückgeht.

Demnach läßt sich die Migrationsrate λ_1 in tiefere Bodenschichten näherungsweise aus der Abstandsgeschwindigkeit des Sickerwassers v_a und dem Retardationsfaktor R_f unter Berücksichtigung der Dicke der betrachteten Bodenschicht L wie folgt beschreiben:

$$\lambda_1 = \frac{v_a}{R_f \cdot L} \quad (6-2)$$

Der Retardationsfaktor ist ein Maß für die Verzögerung des Transports eines Radionuklids im Boden gegenüber dem Transport des Wassers im Boden und kann als Funktion des Verteilungskoeffizienten K_d beschrieben werden:

$$R_f = 1 + \frac{\rho}{n} K_d \quad (6-3)$$

wobei

- R_f : Retardationsfaktor
- ρ : Trockenraumdichte des Bodens in g/cm^3
- n : Wassergehalt des Bodens in cm^3/cm^3
- K_d : Verteilungskoeffizient in cm^3/g

Der Verteilungskoeffizient ist ein Maß für die Sorption eines Radionuklids im Boden. Er gibt das Verhältnis von der an Bodenteilchen sorbierten und der in der Bodenlösung gelösten Nuklidmenge im Gleichgewicht wieder. Die Migrationsrate λ_1 ergibt sich dann aus:

$$\lambda_1 = \frac{v_a}{L \cdot \left(1 + \frac{\rho}{n} K_d\right)} \quad (6-4)$$

Für die Sickerwassergeschwindigkeit werden in diesen Rechnungen 2 m/a angenommen. In /37/ wurden für die Böden des Raumes Gorleben für v_a Werte von 2 - 3 m/a bestimmt. Im zu erwartenden Wiederaufstiegsgebiet des kontaminierten Grundwassers bei der Grube KONRAD sind ähnliche Böden anzutreffen, so daß der hier verwendete Wert von 2 m/a die Sickerwassergeschwindigkeit wahrscheinlich auch im hier betrachteten Gebiet ausreichend beschreibt.

Für die Schichtdicke des Nährbodens wird wie in der ABG für Ackerboden 0,2 m und für Weideboden 0,1 m angenommen. Daraus ergeben sich unter Berücksichtigung der in der ABG angegebenen Masse des Nährbodens von 280 kg/m^2 für Acker- und 120 kg/m^2 für Weideboden die Trockenraumdichten von $1,4 \text{ kg/dm}^3$ und $1,2 \text{ kg/dm}^3$. Als durchschnittlicher Wassergehalt werden 20 % angenommen /37/.

Die nuklidspezifischen Werte für die Verteilungskoeffizienten K_d wurden aus /40/ entnommen. Aufgrund der Messungen des K_d -wertes für verschiedene, für die Bundesrepublik repräsentative Böden /39/ wurde abweichend von der o.g. Arbeit für Strontium $100 \text{ cm}^3/\text{g}$, für Cäsium $500 \text{ cm}^3/\text{g}$ und für Technetium $10 \text{ cm}^3/\text{g}$ angenommen. Aufgrund der Messungen in /41/ wird für Jod ein K_d -Wert von $100 \text{ cm}^3/\text{g}$ zugrundegelegt.

Nach der ABG ist der Transferfaktor Boden - Pflanze für Palladium und Selen ähnlich hoch wie für Technetium. Daher wird für Selen und Palladium in Unkenntnis anderer Daten hier ebenfalls ein K_d -Wert von $10 \text{ cm}^3/\text{g}$ angenommen. Aufgrund von Messungen der Plutonium-, Americium- und Curiumsorption in verschiedenen Böden /42/ wird für diese Elemente ein K_d -Wert von $1000 \text{ cm}^3/\text{g}$ angenommen, der die Auswaschung dieser Elemente hinreichend für ein überschätzendes Endergebnis der Strahlenexposition beschreibt.

Experimentelle Daten zur Sorption von Aktinium, Thorium und Protactinium in landwirtschaftlich genutzten Böden sind derzeit nicht bekannt. Deshalb wird auch für diese Aktiniden ein K_d -Wert von $1000 \text{ cm}^3/\text{g}$ zugrunde gelegt. Die hier verwendeten K_d -Werte sind für alle Elemente in Tabelle 6-1 zusammengefaßt.

ELEMENT	K_d in ml/g	ELEMENT	K_d in ml/g
Cl	0,25	Cs	500
Ca	4	Sm	650
Ni	150	Pb	900
Se	10	Bi	200
Rb	60	Po	500
Sr	100	Ra	450
Mo	20	Ac	1000
Zr	1000	Th	1000
Nb	350	Pa	1000
Tc	10	U	450
Pd	10	Np	30
Sn	230	Pu	1000
J	100	Am	1000
		Cm	1000

Tab. 6-1: Verteilungskoeffizienten K_d zur Berechnung der Migrationsraten von Elementen im Boden.

Die Kontamination der Pflanzen durch Aufnahme von Radionukliden aus dem Boden durch die Wurzel ergibt sich dann zu:

$$C_P^W = C_W \cdot \frac{W \cdot TF_{BP} \cdot a_r}{P \cdot (\lambda_r + \lambda_1)} \quad (6-5)$$

wobei

- C_P^W : Kontamination der Pflanze durch Radionuklidaufnahme durch das Wurzelwerk in Bq/kg
 C_W : Kontamination des Beregnungswassers in Bq/l
 W : Beregnungsrate in $l/(m^2 d)$
 TF_{BP} : Transferfaktor Boden - Pflanze in $(Bq/kg)/(Bq/kg)$
 a_r : Anteil der Tage im Jahr, an denen beregnet wird
 P : Masse des Nährbodens in kg/m^2
 λ_r : physikalische Zerfallskonstante in d^{-1}
 λ_1 : Migrationsrate in d^{-1}

Die gesamte Pflanzenkontamination ergibt sich durch Addition der Anteile aus der Blattaufnahme und der Wurzelaufnahme der Radionuklide. Während der Anteil der Blattaufnahme immer konstant bleibt, steigt der Beitrag der Wurzelaufnahme kontinuierlich an bis zum Erreichen einer Gleichgewichtsaktivitätskonzentration im Boden. Zur Berechnung der Strahlenexposition wird dann angenommen, daß dieses Gleichgewicht im Boden vorliegt. Die Zeit bis zum Erreichen des Gleichgewichts hängt ab von der physikalischen Halbwertszeit und der Höhe der Auswaschung der Radionuklide aus der Nährbodenschicht.

6.3 KONTAMINATION TIERISCHER NAHRUNGSMITTEL

Neben der Ingestion pflanzlicher Nahrungsmittel wird mit dem Modell der ABG auch der Verzehr von Milch und Fleisch berücksichtigt. Die Aktivitätskonzentration von Milch und Fleisch ergibt sich aus der täglich mit dem Futter und dem Tränkwasser aufgenommenen Aktivität und den in der ABG angegebenen Transferfaktoren Futter - Milch und Futter - Fleisch.

$$C_{M,F} = (C_W \cdot F_W + C_P \cdot F_P) \cdot TF_{FM,FF} \quad (6-6)$$

wobei

$C_{M,F}$:	Aktivitätskonzentration in Milch bzw. Fleisch in Bq/l bzw. Bq/kg
C_W	:	Kontamination des Tränkwassers in Bq/l
F_W	:	tägliche Wasseraufnahme in l/d
C_P	:	Kontamination der Futterpflanzen in Bq/kg
F_P	:	tägliche Futtermenge in kg/d
$TF_{FM,FF}$:	Transferfaktor Futter - Milch bzw. Futter - Fleisch in (Bq/l)/(Bq/d) bzw. (Bq/kg)/(Bq/d)

Dabei wird angenommen, daß die Kontamination des Tränkwassers derjenigen des Beregnungswassers entspricht. Gemäß den Angaben in der ABG nehmen die Tiere täglich 75 l Wasser und 65 kg Weidegras auf.

Die elementspezifischen Transferfaktoren Futter - Milch bzw. Futter - Fleisch geben das Verhältnis der Radionuklidkonzentration in Milch und Fleisch und der dem Tier täglich zugeführten Aktivität im Gleichgewicht wieder. Diese Transferfaktoren dienen der modellmäßigen Beschreibung der Resorption des betreffenden Elementes aus dem Magen-Darm-Trakt ins Blut sowie dessen Verteilung auf verschiedene verwertbare Teile des Tierkörpers.

6.4 KONTAMINATION VON NAHRUNGSMITTELN DURCH KOHLENSTOFF-14

Zur Berechnung der Strahlenexposition durch Kohlenstoff-14 wird konservativ angenommen, daß dieses als $^{14}\text{CO}_2$ im Wasser vorliegt. In grünen Pflanzen wird Kohlendioxid während der Photosynthese reduziert. Die dabei entstehenden Reaktionsprodukte dienen der Synthese verschiedenster Kohlenstoffverbindungen, die im Betriebs- und Baustoffwechsel der Pflanzen und nach deren Verfütterung auch im Tier weiterverarbeitet werden. $^{14}\text{CO}_2$ wird durch die Photosynthese bis auf einen vernachlässigbaren Isotopieffekt in gleicher Weise verstoffwechselt wie nichtaktives Kohlendioxid. Zur Abschätzung der Kontamination von pflanzlichen und tierischen Nahrungsmitteln kann ein modifiziertes spezifisches Aktivitätsmodell angewendet werden, mit dem das C-14/C-12-Verhältnis berechnet wird.

Der Berechnung der Kontamination pflanzlicher Nahrungsmittel liegen dabei folgende Annahmen zugrunde:

- Das C-14 im Beregnungswasser liegt vollständig als CO_2 vor.
- Während der Beregnung wird das $^{14}\text{CO}_2$ vollständig in die bodennahe Luft freigesetzt.
- Das freigesetzte $^{14}\text{CO}_2$ vermischt sich mit dem $^{12}\text{CO}_2$ der bodennahen Luft und wird quantitativ von der Pflanze während der Photosynthese aufgenommen. Die Vernachlässigung der Verdünnung mit inaktivem CO_2 in der bodennahen Luft führt zu einer deutlichen Überschätzung der berechneten Strahlenexposition auf diesem Pfad.

Die C-14-Aktivität ergibt sich dann durch folgende Gleichung:

$$C_{\text{C-14}}^{\text{P}} = \frac{W \cdot C_{\text{C-14}}^{\text{W}} \cdot f^{\text{Pf}}}{V_{\text{C}}} \quad (6-7)$$

wobei

C_{C-14}^P : C-14-Konzentration der Pflanzen in Bq/kg

W : Berechnungsrate in $l/(m^2d)$

C_{C-14}^W : C-14-Konzentration des Wassers in Bq/l

f^{Pf} : Anteil des Kohlenstoffs an der gesamten Pflanzenmasse
(nach ABG: 0,11 kg C/kg Pflanze)

v_C : Assimilationsrate bezogen auf die Bodenfläche in $kg/(m^2d)$

Die Assimilationsrate v_C kann aufgrund der Angaben in der ABG zu $0,0044 kg/(m^2d)$ abgeschätzt werden.

Der C-14-Gehalt von Milch und Fleisch ergibt sich aus dem C-14/C-12 Verhältnis im Futter und den mittleren Kohlenstoffanteilen von Milch und Fleisch, die mit 6 % bzw. 15 % angenommen werden:

$$C_{C-14}^{M, F} = \frac{C_{C-14}^{Wd}}{C_{C-12}^{Wd}} \cdot f^{M, F} \quad (6-8)$$

wobei

$C_{C-14}^{M, F}$: C-14-Gehalt von Milch bzw. Fleisch in Bq/l bzw. Bq/kg

C_{C-14}^{Wd} : C-14-Gehalt von Weidegras in Bq/kg

W_d
 C_{C-12} : C-12-Gehalt von Weidegras in kg/kg

f^M, F : Kohlenstoffanteil von Milch bzw. Fleisch in kg/l bzw. kg/kg

Die Aufnahme von $^{14}CO_2$ mit dem Tränkwasser kann unberücksichtigt bleiben, da Kohlendioxid vom tierischen Organismus nicht zu organischen Kohlenstoffverbindungen umgesetzt werden kann.

6.5 KONTAMINATION VON FISCH

Die Berechnung der Strahlenexposition durch den Verzehr von Fisch wird ebenfalls nach der ABG durchgeführt. Dabei wird angenommen, daß aller verzehrter Fisch in grundwassergespeisten Teichen erzeugt wird, deren Wasser die gleiche Kontamination aufweist wie das Grundwasser. Die Aktivitätskonzentration von Fischfleisch errechnet sich dann nach:

$$C_{Fi} = C_W \cdot T_r^{Fi} \quad (6-9)$$

wobei

C_{Fi} : Aktivitätskonzentration im Fischfleisch in Bq/kg

C_W : Aktivitätskonzentration im Wasser in Bq/l

T_r^{Fi} : Konzentrationsfaktor Wasser - Fischfleisch in (Bq/kg)/(Bq/l)

Die entsprechenden elementspezifischen Konzentrationsfaktoren Wasser-Fisch sind der ABG entnommen. Für einige Elemente sind in der ABG keine Konzentrationsfaktoren angegeben, in diesen Fällen werden die in /43/ angegebenen zugrundegelegt.

Zur Berechnung des C-14-Gehaltes in Fisch über ein spezifisches Aktivitätsmodell wird angenommen, daß das C-14/C-12-Verhältnis des Fischfleisches dem des Wassers entspricht. Dieses ergibt sich aus der C-14-Kontamination des Grundwassers einerseits und dem im Wasser gelösten, anorganischen Kohlenstoff andererseits. Der C-14-Gehalt von Fisch ergibt sich dann aus:

$$C_{C-14}^{Fi} = \frac{C_{C-14}^W}{C_{C-12}^W} \cdot f_F \quad (6-10)$$

wobei

C_{C-14}^{Fi} : C-14-Gehalt der Fische in Bq/kg

C_{C-14}^W : C-14-Gehalt des Wassers in Bq/l

C_{C-12}^W : C-12-Gehalt des Wassers in kg/l

f_F : Anteil des Kohlenstoffs am Fischfleisch in kg/kg (0,15)

Für den Gehalt an anorganischem Kohlenstoff in oberflächennahen Grundwässern im Bereich der Grube KONRAD werden in dieser Abschätzung nach Messungen in /44/ 50 mg/l zugrunde gelegt.

6.6 VERZEHRSGEWOHNHEITEN

Die Strahlenexposition wird für Erwachsene und Kleinkinder berechnet. Die für diese Bevölkerungsgruppen hier angenommenen Verzehrsmengen sind in Tabelle 6-2 zusammengefaßt und sollen auch vom Durchschnitt abweichende Ernährungsgewohnheiten zur sicheren Seite hin abdecken.

Abweichend von der ABG wird hier für Kleinkinder zusätzlich ein Verzehr von Fleisch, Blattgemüse und pflanzlichen Produkten in Anlehnung an /45/ unterstellt. Die reine Milchernährung des Kleinkindes würde vor allem die Strahlenexposition durch Radionuklide mit kleinem Transfer Futter-Milch weit unterschätzen. Die hier angenommenen Verzehrsmengen decken den Nahrungsbedarf von Kindern unter einem Jahr vollständig ab.

NAHRUNGSMITTEL	ERWACHSENE	KLEINKINDER
Pflanzliche Nahrungsmittel	420 kg	100 kg
Blattgemüse	42 kg	20 kg
Milch	330 l	300 l
Fleisch	150 kg	5 kg
Fisch	20 kg	-
Trinkwasser	800 l	300 l

Tab. 6-2: Jährliche Verzehrsmengen

6.7 DOSISFAKTOREN

Die Strahlenexposition durch Ingestion ergibt sich aus der jährlich mit der Nahrung zugeführten Aktivität und dem Ingestionsdosisfaktor für das entsprechende Radionuklid und das betrachtete Organ.

Die Ingestionsdosisfaktoren werden soweit wie möglich der ABG entnommen. Diese Werte basieren auf den Modellen und biokinetischen Daten von ICRP 2 /46/. Sie ergeben die 50-Jahre-Folgedosis für das jeweilige Organ nach der in einem Jahr mit der Nahrung aufgenommenen Aktivität an. Für einige hier zu betrachtende Radionuklide gibt die ABG keine Dosisfaktoren für Erwachsene, bzw. Kleinkinder an. In diesen Fällen wird die nach der künftigen Strahlenschutzverordnung berechnete Strahlenexposition zur Prüfung der Einhaltung von Dosisgrenzwerten herangezogen.

Wegen der zu erwartenden Novellierung der derzeit gültigen Strahlenschutzverordnung wird die Strahlenexposition außerdem unter alleiniger Verwendung der dann in der Strahlenschutzverordnung festgelegten Ingestionsdosisfaktoren /47, 48/ berechnet. Diese Faktoren wurden auf der Grundlage der in ICRP 30 /49/ beschriebenen Modelle und Parameter ermittelt. Sie ermöglichen neben der Berechnung der Organdosen auch die Berechnung der effektiven Folgedosis.

6.8 ERGEBNISSE

Die Berechnung der jährlichen Aktivitätszufuhr durch die Expositionspfade Fischverzehr, Trinkwasser, Viehtränke und Beregnung und die daraus resultierende jährliche Strahlenexposition für Erwachsene und Kleinkinder zeigen normiert die Tabellen 6-3 und 6-4, wobei eine normierte Aktivitätskonzentration des Grundwassers von jeweils 1 Bq/l je Radionuklid zugrundeliegt. Zur Berechnung der normierten Strahlenexposition wird angenommen, daß sich die Aktivitätskonzentration im Boden im Gleichgewicht befindet. Die Strahlenexposition wurde mit den Dosisfaktoren der derzeit gültigen Strahlenschutzverordnung berechnet. Darüber hinaus werden die effektiven Dosen sowie die Dosis für das jeweils am höchsten belastete Organ angegeben, die sich aus den Dosisfaktoren des Novellierungsentwurfs zur Strahlenschutzverordnung ergeben.

Aus Tabelle 6-3 geht hervor, daß bei Erwachsenen in fast allen Fällen der weitaus größte Teil der jährlichen Aktivitätszufuhr durch den Expositionspfad Beregnung verursacht wird. Für die Isotope von Neptunium, Plutonium, Americium und Curium haben die Expositionspfade Trinkwasser und Beregnung etwa die gleiche Bedeutung. Bei einigen Spalt- und Aktivierungsprodukten sowie Polonium-210 hat der Fischverzehr den größten Anteil an der jährlichen Aktivitätszufuhr.

Die Strahlenexposition des Kleinkindes (Tabelle 6-4) wird etwa bei der Hälfte der hier betrachteten Elemente hauptsächlich durch den Verzehr von Milch bestimmt, bei der anderen Hälfte stellt die Aufnahme von Trinkwasser den wichtigsten Expositionspfad dar. Vor allem bei Elementen mit einem geringen Transfer Futter - Milch (z. B. Nb, Tc, Sn, Sm, Pb, alle Aktiniden) würde der in der ABG vorgesehene alleinige Milchverzehr des Kleinkindes zum Teil zu einer erheblichen Unterschätzung der potentiellen Strahlenexposition von Kleinkindern führen.

NUKLID	AKTIVITÄTSZUFUHR in Bq/a					STRAHLENEXPOSITION in Sv/a				
	FISCH	TRINK- WASSER	VIEH- TRÄNKE	BEREG- NUNG	SUMME	DERZEITIGE Str1SchV			ZUKÜNFTIGE Str1SchV	
						DOSIS	KRITISCHES ORGAN	EFFEKTIV- DOSIS	DOSIS	KRITISCHES ORGAN
C - 14	6.0E 4	-	-	1.1E 4	7.1E 4	7.1E-5	KN	4.0E-5	-	(EF)
C1- 36	1.0E 3	8.0E 2	1.4E 3	8.4E 3	1.2E 4	1.0E-4	MD	9.5E-6	-	(EF)
Ca- 41	6.0E 2	8.0E 2	5.4E 2	3.3E 3	5.5E 3	k.A.	-	1.9E-6	9.8E-6	RK
Mi- 59	2.0E 3	8.0E 2	3.2E 2	3.3E 3	6.5E 3	3.3E-5	KN	3.7E-7	1.7E-6	UD
Se- 79	4.0E 3	8.0E 2	1.5E 3	2.4E 4	3.0E 4	k.A.	-	7.1E-5	3.6E-4	NI
Rb- 87	4.0E 4	8.0E 2	6.0E 2	9.0E 3	5.0E 4	nicht beschränkt	-	6.6E-5	1.0E-4	RK
Sr- 90	6.0E 2	8.0E 2	5.6E 1	5.0E 3	6.4E 3	1.7E-2	KN	2.2E-4	1.1E-3	RK
Zr- 93	4.0E 3	8.0E 2	4.5E 2	3.0E 3	8.2E 3	5.3E-6	MD	3.7E-6	6.1E-6	RK
Mo- 93	2.0E 2	8.0E 2	1.4E 2	2.0E 3	3.1E 3	k.A.	-	1.0E-6	5.6E-6	LE
Nb- 94	4.0E 3	8.0E 2	3.5E 3	1.6E 4	2.4E 4	k.A.	-	4.6E-5	2.9E-4	UD
Tc- 99	3.0E 2	8.0E 2	4.5E 2	1.5E 4	1.7E 4	5.4E-5	MD	6.5E-6	5.6E-5	MA
Pd-107	2.0E 2	8.0E 2	2.9E 2	1.9E 4	2.1E 4	k.A.	-	8.2E-7	9.6E-6	UD
Sn-126	6.0E 4	8.0E 2	9.7E 2	5.5E 3	6.7E 4	k.A.	-	3.6E-4	2.9E-3	UD
J -129	1.0E 3	8.0E 2	2.8E 2	8.8E 3	1.1E 4	2.9E-2	SH	7.3E-4	2.4E-2	SH
Cs-135	2.0E 4	8.0E 2	5.9E 2	1.5E 4	3.6E 4	6.2E-5	GK	6.9E-5	-	(EF)
Cs-137	2.0E 4	8.0E 2	5.9E 2	5.4E 3	2.7E 4	3.0E-4	GK	3.7E-4	-	(EF)
Sm-147	5.0E 2	8.0E 2	5.7E 1	1.7E 3	3.1E 3	nicht beschränkt	-	1.5E-4	2.1E-4	RK
Pb-210	2.0E 3	8.0E 2	4.1E 1	1.9E 3	4.7E 3	8.0E-3	GK	7.1E-3	1.0E-1	KO
Bi-210	3.0E 2	8.0E 2	2.4E 2	5.9E 2	1.9E 3	2.3E-5	MD	3.3E-6	2.9E-5	UD
Po-210	1.0E 4	8.0E 2	2.3E 2	1.8E 3	1.3E 4	9.0E-3	MI	6.5E-3	5.6E-2	MI
Ra-223	1.0E 3	8.0E 2	8.1E 1	6.4E 2	2.5E 3	3.5E-1	KN	4.5E-4	7.3E-3	KO
Ra-224	1.0E 3	8.0E 2	8.1E 1	3.0E 2	2.2E 3	9.4E-4	KN	2.2E-4	3.5E-3	KO
Ra-226	1.0E 3	8.0E 2	8.1E 1	3.2E 3	5.1E 3	4.3E-1	KN	1.8E-3	3.5E-2	KO
Ra-228	1.0E 3	8.0E 2	8.1E 1	1.3E 3	3.2E 3	1.2E-1	KN	1.2E-3	1.9E-2	KO
Ac-227	5.0E 2	8.0E 2	6.8E 2	3.8E 3	5.7E 3	3.1E-3	KN	2.2E-2	3.8E-1	KO
Th-227	6.0E 2	8.0E 2	2.4E 0	5.8E 2	2.0E 3	6.0E-5	MD	2.0E-5	1.8E-4	UD
Th-228	6.0E 2	8.0E 2	2.4E 0	9.6E 2	2.4E 3	3.3E-4	KN	2.6E-4	5.7E-3	KO
Th-229	6.0E 2	8.0E 2	2.4E 0	2.0E 3	3.4E 3	k.A.	-	3.2E-3	8.1E-2	KO
Th-230	6.0E 2	8.0E 2	2.4E 0	2.0E 3	3.4E 3	2.0E-3	KN	4.8E-4	1.2E-2	KO
Th-231	6.0E 2	8.0E 2	2.4E 0	7.5E 1	1.5E 3	3.2E-6	MD	5.3E-7	5.0E-6	UD
Th-232	6.0E 2	8.0E 2	2.4E 0	2.0E 3	3.4E 3	2.3E-3	KN	2.5E-3	6.2E-2	KO
Th-234	6.0E 2	8.0E 2	2.4E 0	6.4E 2	2.0E 3	6.1E-5	MD	7.6E-6	8.8E-5	UD
Pa-231	2.2E 2	8.0E 2	5.6E 1	1.9E 3	3.0E 3	3.5E-3	KN	8.6E-3	2.1E-1	KO
U -233	4.0E 1	8.0E 2	1.7E 1	4.0E 3	4.8E 3	1.2E-3	KN	3.8E-4	5.8E-3	KO
U -234	4.0E 1	8.0E 2	1.7E 1	4.0E 3	4.8E 3	1.2E-3	KN	3.7E-4	5.3E-3	KO
U -235	4.0E 1	8.0E 2	1.7E 1	4.0E 3	4.8E 3	1.3E-3	KN	3.5E-4	4.8E-3	KO
U -236	4.0E 1	8.0E 2	1.7E 1	4.0E 3	4.8E 3	1.1E-3	KN	3.5E-4	5.3E-3	KO
U -238	4.0E 1	8.0E 2	1.7E 1	4.0E 3	4.8E 3	9.6E-4	KN	3.3E-4	4.8E-3	KO
Np-237	2.0E 2	8.0E 2	2.4E 0	9.9E 2	2.0E 3	6.4E-4	KN	2.2E-3	3.8E-2	KO
Pu-239	1.0E 2	8.0E 2	2.3E-1	1.0E 3	1.9E 3	4.2E-4	KN	2.3E-4	4.0E-3	KO
Pu-240	1.0E 2	8.0E 2	2.3E-1	1.0E 3	1.9E 3	4.2E-4	KN	2.3E-4	4.0E-3	KO
Pu-242	1.0E 2	8.0E 2	2.3E-1	1.0E 3	1.9E 3	4.0E-4	KN	2.1E-4	3.9E-3	KO
Pu-244	1.0E 2	8.0E 2	2.3E-1	1.0E 3	1.9E 3	4.6E-4	KN	2.1E-4	3.7E-3	KO
Am-241	5.0E 2	8.0E 2	2.7E 0	9.8E 2	2.3E 3	6.2E-4	KN	1.3E-3	2.3E-2	KO
Am-243	5.0E 2	8.0E 2	2.7E 0	1.0E 3	2.3E 3	5.4E-4	KN	1.4E-3	2.6E-2	KO
Cm-245	5.0E 2	8.0E 2	2.7E 0	1.6E 3	2.9E 3	8.6E-4	KN	1.8E-3	3.2E-2	KO
Cm-247	5.0E 2	8.0E 2	2.7E 0	1.6E 3	2.9E 3	8.7E-4	KN	1.6E-3	2.9E-2	KO
Cm-248	5.0E 2	8.0E 2	2.7E 0	1.6E 3	2.9E 3	6.7E-3	KN	6.4E-3	1.1E-1	KO

DERZEITIGE Str1SchV	DOSISGRENZWERTE	ZUKÜNFTIGE Str1SchV	DOSISGRENZWERTE
GK Gesamtkörper	3.0 E-04 Sv/a (30 mrem)	SH Schilddrüse	9.0 E-04 Sv/a (90 mrem)
MD Magen-Darm-Trakt	9.0 E-04 Sv/a (90 mrem)	KO Knochenoberfläche	1.8 E-03 Sv/a (180 mrem)
SH Schilddrüse	9.0 E-04 Sv/a (90 mrem)	RK Rotes Knochenmark	3.0 E-04 Sv/a (30 mrem)
KN Knochen	1.8 E-03 Sv/a (180 mrem)	NI Niere	9.0 E-04 Sv/a (90 mrem)
		MA Magen	9.0 E-04 Sv/a (90 mrem)
		LE Leber	9.0 E-04 Sv/a (90 mrem)
		UD Unterer Dickdarm	9.0 E-04 Sv/a (90 mrem)

(EF) hier ist die Effektivdosis als Begrenzung anzusehen

Tab. 6-3: Jährliche Aktivitätszufuhr und jährliche Strahlenexposition des Erwachsenen, (Aktivitätskonzentration des Wassers: 1 Bq/l je Radionuklid; k.A. = keine Angaben)

NUKLID	AKTIVITÄTSZUFUHR in Bq/a				STRAHLENEXPOSITION in Sv/a				
	TRINK- WASSER	VIEH- TRÄNKE	BEREG- NUNG	SUMME	DERZEITIGE Str1SchV			ZUKÜNFTIGE Str1SchV	
					DOSIS	KRITISCHES ORGAN	EFFEKTIV- DOSIS	DOSIS	KRITISCHES ORGAN
C - 14	-	-	3.8E 3	3.8E 3	5.0E-6	GK	1.6E-5	-	(EF)
Cl- 36	3.0E 2	4.8E 2	2.8E 3	3.6E 3	k.A.	-	2.1E-5	-	(EF)
Ca- 41	3.0E 2	4.5E 2	2.2E 3	2.9E 3	k.A.	-	9.1E-6	5.3E-5	RK
Ni- 59	3.0E 2	2.3E 2	1.7E 3	2.2E 3	k.A.	-	1.2E-6	4.6E-6	UD
Se- 79	3.0E 2	1.1E 3	1.5E 4	1.7E 4	k.A.	-	2.7E-4	1.0E-3	NI
Rb- 87	3.0E 2	1.5E 2	2.3E 3	2.8E 3	k.A.	-	2.8E-5	4.7E-5	RK
Sr- 90	3.0E 2	4.5E 2	1.7E 3	2.1E 3	3.5E-3	GK	2.3E-4	4.7E-4	RK
Zr- 93	3.0E 2	1.5E 1	3.5E 2	6.6E 2	k.A.	-	1.1E-6	1.4E-5	KO
Mo- 93	3.0E 2	2.6E 1	4.8E 2	8.1E 2	k.A.	-	2.8E-6	6.2E-6	RK
Nb- 94	3.0E 2	1.8E 2	1.1E 3	1.6E 3	k.A.	-	2.0E-5	1.3E-4	UD
Tc- 99	3.0E 2	1.5E 1	2.2E 3	2.5E 3	k.A.	-	7.9E-6	6.4E-5	MA
Pd-107	3.0E 2	2.3E 2	8.7E 3	9.2E 3	k.A.	-	3.1E-6	3.6E-5	UD
Sn-126	3.0E 2	9.8E 1	7.4E 2	1.1E 3	k.A.	-	4.2E-5	3.4E-4	UD
J -129	3.0E 2	2.3E 2	4.2E 3	4.7E 3	2.5E-2	SH	1.3E-3	4.0E-2	SH
Cs-135	3.0E 2	2.4E 2	5.0E 3	5.6E 3	k.A.	-	1.0E-5	-	(EF)
Cs-137	3.0E 2	2.4E 2	1.9E 3	2.5E 3	4.5E-4	KN	2.3E-5	2.4E-5	KD
Sm-147	3.0E 2	2.3E 0	3.9E 2	6.9E 2	k.A.	-	1.3E-4	2.2E-4	RK
Pb-210	3.0E 2	7.9E 0	4.8E 2	7.9E 2	k.A.	-	3.9E-3	5.3E-2	KO
Bi-210	3.0E 2	1.9E 1	9.8E 1	4.2E 2	k.A.	-	5.4E-6	5.4E-5	UD
Po-210	3.0E 2	1.4E 1	2.9E 2	6.1E 2	k.A.	-	2.0E-3	1.9E-2	MI
Ra-223	3.0E 2	6.8E 1	2.7E 2	6.4E 2	k.A.	-	9.0E-4	1.5E-2	KO
Ra-224	3.0E 2	6.8E 1	1.3E 2	5.0E 2	k.A.	-	3.9E-4	6.0E-3	KO
Ra-226	3.0E 2	6.8E 1	1.2E 3	1.6E 3	k.A.	-	4.1E-3	7.2E-2	KO
Ra-228	3.0E 2	6.8E 1	5.5E 2	9.2E 2	k.A.	-	7.6E-3	3.6E-2	KO
Ac-227	3.0E 2	2.3E 1	3.6E 2	6.8E 2	k.A.	-	8.9E-3	1.2E-1	KO
Th-227	3.0E 2	1.9E-1	1.6E 2	4.6E 2	k.A.	-	3.5E-5	3.1E-4	UD
Th-228	3.0E 2	1.9E-1	2.6E 2	5.6E 2	k.A.	-	4.1E-4	7.8E-3	KO
Th-229	3.0E 2	1.9E-1	5.2E 2	8.2E 2	0.0E 0	-	2.2E-3	5.1E-2	KO
Th-230	3.0E 2	1.9E-1	5.3E 2	8.3E 2	k.A.	-	3.6E-4	7.7E-3	KO
Th-231	3.0E 2	1.9E-1	2.0E 1	3.2E 2	k.A.	-	9.3E-7	8.6E-6	UD
Th-232	3.0E 2	1.9E-1	5.3E 2	8.3E 2	k.A.	-	1.3E-3	2.9E-2	KO
Th-234	3.0E 2	1.9E-1	1.7E 2	4.7E 2	k.A.	-	1.4E-5	1.7E-4	UD
Pa-231	3.0E 2	2.0E 0	4.3E 2	7.3E 2	k.A.	-	4.3E-3	1.0E-1	KO
U -233	3.0E 2	1.1E 1	1.1E 3	1.4E 3	k.A.	-	4.4E-4	2.7E-3	NI
U -234	3.0E 2	1.1E 1	1.1E 3	1.4E 3	2.8E-3	KN	4.4E-4	2.7E-3	NI
U -235	3.0E 2	1.1E 1	1.1E 3	1.4E 3	k.A.	-	4.2E-4	2.5E-3	NI
U -236	3.0E 2	1.1E 1	1.1E 3	1.4E 3	k.A.	-	4.1E-4	2.5E-3	NI
U -238	3.0E 2	1.1E 1	1.1E 3	1.4E 3	k.A.	-	4.0E-4	2.4E-3	NI
Np-237	3.0E 2	1.9E-1	2.7E 2	5.7E 2	k.A.	-	1.7E-3	2.5E-2	KO
Pu-239	3.0E 2	9.8E-3	2.8E 2	5.8E 2	2.8E-4	KN	2.1E-4	2.8E-3	KO
Pu-240	3.0E 2	9.8E-3	2.7E 2	5.7E 2	2.8E-4	KN	2.1E-4	2.8E-3	KO
Pu-242	3.0E 2	9.8E-3	2.8E 2	5.8E 2	k.A.	-	2.0E-4	2.6E-3	KO
Pu-244	3.0E 2	9.8E-3	2.8E 2	5.8E 2	k.A.	-	2.2E-4	2.8E-3	KO
Am-241	3.0E 2	5.3E-1	2.6E 2	5.6E 2	1.6E-4	LE	9.6E-4	1.4E-2	KO
Am-243	3.0E 2	5.3E-1	2.8E 2	5.8E 2	k.A.	-	9.8E-4	1.4E-2	KO
Cm-245	3.0E 2	5.3E-1	4.2E 2	7.2E 2	k.A.	-	1.2E-3	1.8E-2	KO
Cm-247	3.0E 2	5.3E-1	4.3E 2	7.3E 2	k.A.	-	1.2E-3	1.7E-2	KO
Cm-248	3.0E 2	5.3E-1	4.3E 2	7.3E 2	k.A.	-	4.6E-3	6.8E-2	KO

DERZEITIGE Str1SchV	DOSISGRENZWERTE	ZUKÜNFTIGE Str1SchV	DOSISGRENZWERTE
GK Gesamtkörper	3.0 E-04 Sv/a (30 mrem)	SH Schilddrüse	9.0 E-04 Sv/a (90 mrem)
MD Magen-Darm-Trakt	9.0 E-04 Sv/a (90 mrem)	KO Knochenoberfläche	1.8 E-03 Sv/a (180 mrem)
SH Schilddrüse	9.0 E-04 Sv/a (90 mrem)	RK Rotes Knochenmark	3.0 E-04 Sv/a (30 mrem)
KN Knochen	1.8 E-03 Sv/a (180 mrem)	NI Niere	9.0 E-04 Sv/a (90 mrem)
		KD Keimdrüsen	3.0 E-04 Sv/a (30 mrem)
		MA Magen	9.0 E-04 Sv/a (90 mrem)
		LE Leber	9.0 E-04 Sv/a (90 mrem)
		UD Unterer Dickdarm	9.0 E-04 Sv/a (90 mrem)

(EF) hier ist die Effektivdosis als Begrenzung anzusehen

Tab. 6-4: Jährliche Aktivitätszufuhr und jährliche Strahlenexposition des Kleinkindes, (Aktivitätskonzentration des Wassers: 1 Bq/l je Radionuklid; k.A. = keine Angaben)

7 MODELLRECHNUNGEN ZUR NUKLIDAUSBREITUNG

Für das Endlager KONRAD wurden verschiedene Szenarien identifiziert, die sich im Hinblick auf die Möglichkeiten der Nuklidausbreitung in zwei Gruppen zusammenfassen lassen (siehe Kapitel 3). Zu der Gruppe I gehören die Szenarien, in denen die Ausbreitung der aus dem Endlager freigesetzten Aktivität durch die geologischen Formationen angenommen wird. In den Szenarien der Gruppe II werden bevorzugte Wegsamkeiten für die Nuklidausbreitung betrachtet, durch die Teile der geologischen Formationen überbrückt werden. Modellrechnungen zur Nuklidausbreitung werden nur für die Szenarien der Gruppe I durchgeführt.

Über den Verlauf des Zutritts von Wässern in die Resthohlräume des Grubengebäudes liegt den Szenarien eine gemeinsame Vorstellung zugrunde. Die Druckabsenkung im Grubengebäude gegenüber dem ungestörten hydraulischen Potential führt zu einem Feuchteintrag in die Grube. Dieser Feuchteintrag läßt eine allmähliche Auffüllung der Resthohlräume des Grubengebäudes mit Tiefenwässern erwarten, da in der Nachbetriebsphase der Feuchteintrag in die Grube nicht mehr abgeführt wird. Der Zufluß erfolgt vornehmlich aus der Einlagerungsformation Korallenoolith, der als Kluftwasserleiter mit einer Durchlässigkeit von 10^{-7} m/s betrachtet wird.

Der Zeitverlauf des Zuflusses wird in Unterkapitel 4.1 behandelt. Die abgeschätzte Zeitdauer von etwa 115 Jahren für die Sättigung der Resthohlräume des Grubengebäudes mit Formationswässern wird in den Modellrechnungen angesichts der Grundwasserlaufzeiten durch das Deckgebirge von mindestens einigen hunderttausend Jahren vernachlässigt. In konser-

vativer Modellbetrachtung geht man davon aus, daß bei allen Szenarien zu Beginn der Nachbetriebsphase alle Resthohlräume im Grubengebäude wassergefüllt sind und die Mobilisierung der Radionuklide aus den Abfallgebänden unmittelbar einsetzt.

Die Barrierenwirkung des Grubengebäudes und die Modellierung und Berechnung der Aktivitätsfreisetzung aus dem Endlager werden in den Unterkapiteln 7.1 und 7.2 dargestellt. Die Zeitspanne bis zur Wiederherstellung der ursprünglichen Porenwasserdrücke wird nicht betrachtet. Die Durchströmung des Endlagers und die damit verbundene konvektive Aktivitätsfreisetzung aus dem Grubengebäude setzen demzufolge mit Beginn der Nachbetriebsphase ein.

Die Ausbreitung der freigesetzten Aktivität im Deckgebirge wird in eindimensionalen Modellrechnungen und analytischen Abschätzungen berechnet. Die verschiedenen Ausbreitungswege für die Szenarien Ia, Ib und Ic werden in Unterkapitel 7.3 aus den Rechnungen zur Grundwasserbewegung (siehe Kapitel 5) ermittelt. Der konvektive Nuklidtransport entlang der Wege wird unter Berücksichtigung der Sorption sowie der Diffusion und der longitudinalen Dispersion modelliert.

Die Ergebnisse der Modellrechnungen und einiger Parametervariationen werden in Unterkapitel 7.4 dargestellt und diskutiert. Die radiologischen Konsequenzen der Szenarien werden in Form von Individualdosen für die Zeitpunkte angegeben, zu denen die relevanten Nuklide mit maximaler Konzentration im quartären Grundwasser vorliegen.

7.1 BARRIERENSYSTEM DES GRUBENGEBÄUDES

Im Rahmen der Modellrechnungen wird die Verzögerung der Radionuklidfreisetzung aus dem Grubengebäude auf zwei Ebenen berücksichtigt. Die erste Ebene wird von den Abfallgebinden gebildet, in denen die Radionuklide fixiert sind. Die zweite Ebene wird von den Teilen des Grubengebäudes gebildet, durch deren Resthohlräume die Radionuklide bevorzugt transportiert werden.

Die Mobilisierung der Nuklide aus den Abfallgebinden kann durch den Abfallbehälter und durch die Fixierung der Nuklide in der Abfallmatrix behindert werden (siehe Unterkapitel 4.4). Die Verzögerung der Einwirkung der Lösungen auf die Abfallmatrix durch die Abfallbehälter wird in den Modellrechnungen vernachlässigt. Die verschiedenen Möglichkeiten der Fixierung der Nuklide in der Abfallmatrix sind in 4 Mobilisierungsgruppen zusammengefaßt, in denen die elementspezifischen Mobilisierungsdauern jeweils unterschiedlich vorgegeben sind (siehe Tabelle 4-2). Darüberhinaus unterliegt das Aktivitätsinventar in den Gebinden dem radioaktiven Zerfall.

Die mobilisierten Nuklide können sich innerhalb des Grubengebäudes bevorzugt in den Einlagerungskammern und dem sie verbindenden Infrastruktur-Streckennetz ausbreiten. Der Nuklidtransport erfolgt im wesentlichen konvektiv mit dem Grundwasserstrom. Der diffusive Transport und eine etwa durch Konzentrationsunterschiede bedingte freie Konvektion können demgegenüber sowohl in Hauptströmungsrichtung als auch quer dazu höchstens lokal eine Rolle spielen. Demzufolge wird eine Ausbreitung der Nuklide in die alten Abbaufelder und in die Gesteinsfesten zwischen den Einlagerungskammern nicht betrachtet.

Zur Behandlung der Nuklidausbreitung im Grubengebäude wird ein Modellvolumen betrachtet, das die Einlagerungskammern und die Infrastruktur-Strecken umfaßt. Bei der Berechnung des Volumens der Einlagerungskammern und des Infrastruktur-Streckennetzes in der Nachbetriebsphase geht man von ihrem Auffahrvolumen aus. Das Auffahrvolumen wird durch die Konvergenz in der Betriebsphase verringert, wobei die dabei entstehende Auflockerungszone im Nahbereich berücksichtigt wird. Das Volumen der Auflockerungszone setzt sich aus dem Gesteinsvolumen ($402\ 000\ \text{m}^3$) und dem Hohlraumvolumen ($71\ 000\ \text{m}^3$) zusammen. Die Größe des Modellvolumens ergibt sich mit den Angaben in Tabelle 2-4 und den Angaben in Unterkapitel 2.3.3 zu

$$2\ 033\ 000\ \text{m}^3 - 359\ 000\ \text{m}^3 + 71\ 000\ \text{m}^3 + 402\ 000\ \text{m}^3 = 2\ 147\ 000\ \text{m}^3$$

Der Nuklidtransport durch das Modellvolumen kann durch Sorption oder Ausfällung bei Überschreitung der Löslichkeitsgrenze verzögert werden. Darüberhinaus unterliegt das bereits mobilisierte Aktivitätsinventar im Modellvolumen dem radioaktiven Zerfall.

Entsprechend dem in der Sicherheitsanalyse eingeführten Sprachgebrauch werden Bereiche, in denen die Freisetzung eines Stoffes behindert oder verzögert wird, als Barrieren bezeichnet. In der vorliegenden Arbeit bilden die Abfallgebinde und das Modellvolumen die Barrieren innerhalb des Grubengebäudes. Ihre Verknüpfung zu einem Barrierensystem ist in Abbildung 7-1 veranschaulicht.

Für die Modellrechnungen werden die Aktivitätsinventare aller Gebinde einer Mobilisierungsgruppe in einer Abfallgebinde-Barriere zusammengefaßt. In den Namen für diese 4 Abfallgebinde-Barrieren stehen die ersten drei Buchstaben für GEBinde, während der letzte Buchstabe die

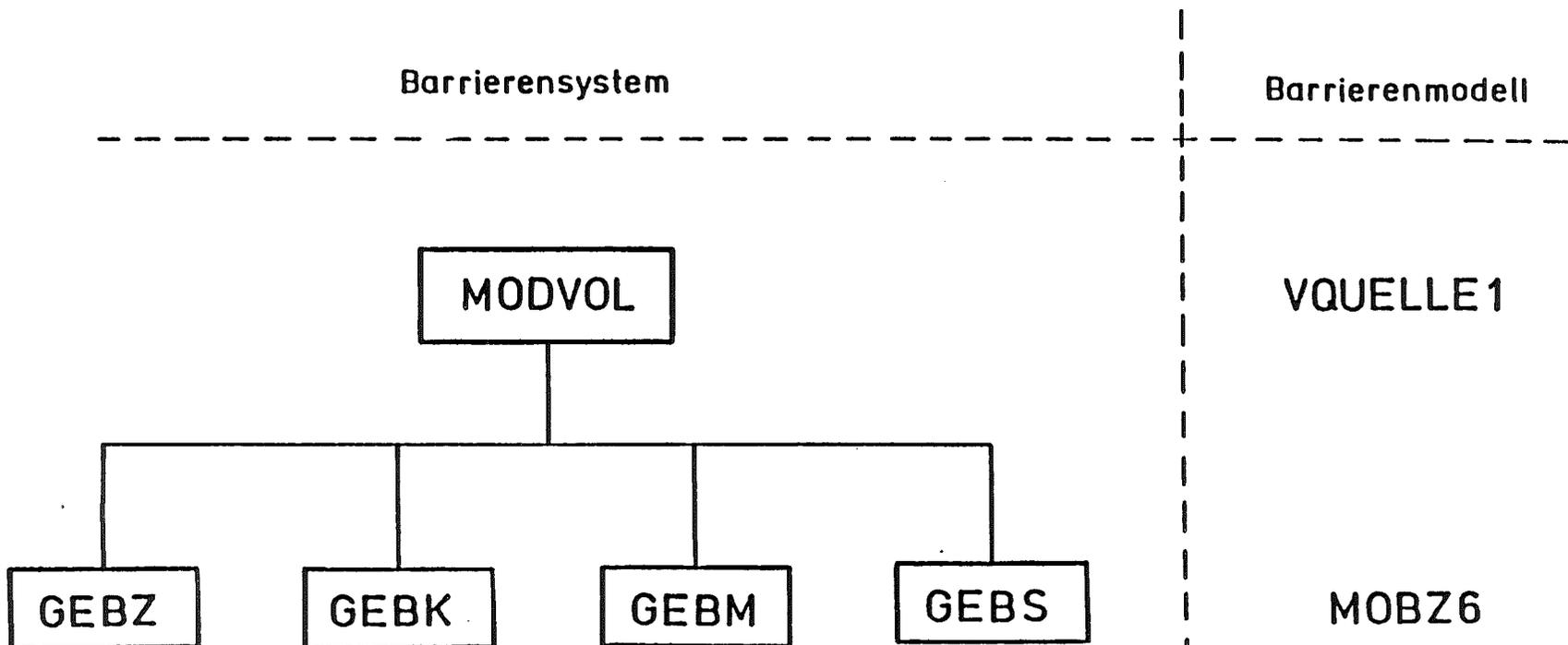


Abb. 7-1: Abfälle, Barrierensystem und Barrierenmodelle

Zugehörigkeit zu der entsprechenden Mobilisierungsgruppe wiedergibt:

- Z: Zement
- K: Bitumen/Kunststoff
- M: Metall
- S: Sonstige

In der Modellierung ist das Aktivitätsinventar in dem Modellvolumen zu Beginn der Nachbetriebsphase identisch 0, während sich in der Realität das gesamte Inventar in den Gebinden befindet, die in dem Modellvolumen stehen. Erst der Strom der mobilisierten Nuklide aus den Abfallgebinden führt als Aktivitätseingangsstrom zu einem Anwachsen des Aktivitätsinventars in dem Modellvolumen. Unter Berücksichtigung der bereits angesprochenen Verzögerungen und Verdünnungen ergibt sich die Aktivitätsfreisetzung aus dem Grubengebäude. Zur Berechnung der modellierten Vorgänge und des resultierenden Aktivitätstransports auf den beiden Ebenen wurde je ein Barrierenmodell entwickelt (siehe Abbildung 7-1). Die Unterschiede zwischen den verschiedenen Abfallgebäude-Barrieren werden in Form von Eingangsdaten für das Barrierenmodell berücksichtigt.

7.2 MODELLIERUNG UND BERECHNUNG DER FREISETZUNG AUS DEM GRUBENGEBÄUDE

Zur Berechnung der Aktivitätsfreisetzung wird das Grubengebäude in verschiedene Barrieren gegliedert (siehe Unterkapitel 7.1). Eine derartige Strukturierung des Grubengebäudes als Barrierensystem ist sinnvoll, da die Nuklidenausbreitung in den Barrieren weitgehend unabhängig beschrieben werden kann. Die Beschreibung des Aktivitätstransports durch eine Barriere erfolgt in mathematischen Modellen, sogenannten Barrierenmodellen. Die Ermittlung der aktuellen Gesamtaktivitätsfreisetzung aus dem Grubengebäude erfolgt durch sukzessive Berechnung des Aktivitätstransports durch die einzelnen Barrieren.

Das KONRAD-Grubengebäude wird im Rahmen von Szenariengruppe I in 5 Barrieren aufgeteilt, nämlich die 4 Abfallgebinde-Barrieren, die den 4 Mobilisierungsgruppen entsprechen, und das Modellvolumen (siehe Abbildung 7-1). Die Berechnung der Aktivitätsfreisetzung aus den 4 Abfallgebinde-Barrieren läuft nach den gleichen Gesetzmäßigkeiten ab und kann daher mit dem gleichen mathematischen Modell, dem Barrierenmodell MOBZ6, erfolgen. Dieses Barrierenmodell, das ursprünglich zur Beschreibung der Mobilisierung aus zementierten Gebinden entwickelt wurde, wird in Unterkapitel 7.2.1 erläutert.

Die Beschreibung des Aktivitätstransportes durch das Modellvolumen erfolgt in dem Barrierenmodell VQUELLE1, das in Unterkapitel 7.2.2 dargestellt wird. In diesem Modell werden die verschiedenen Vorgänge im Grubengebäude (siehe Kapitel 4), die auf den Aktivitätstransport Einfluß haben, verknüpft.

Die numerische Berechnung der Aktivitätsfreisetzung aus dem Grubengebäude erfolgt mit dem Programm EMOS2. Dieses Programm ist in seiner verwendeten Form in /2/ von der programmtechnischen Seite her umfassend beschrieben. Es genügt daher, sich in diesem Bericht auf einige wesentliche Gesichtspunkte zu beschränken, die in Unterkapitel 7.2.3 dargestellt werden.

In Unterkapitel 7.2.4 werden die Eingangsdaten für eine Freisetzungsberechnung zusammenfassend erläutert. Sie sind in fünf Gruppen zusammengefaßt:

- nuklidspezifische Daten
- elementspezifische Daten
- abfallspezifische Daten
- barrierenspezifische Daten
- Steuerdaten.

7.2.1 DAS MOBILISIERUNGSMODELL MOBZ6

Das Mobilisierungsmodell MOBZ6 in seiner allgemeinen Fassung ist in /2/ beschrieben. In diesem Unterkapitel werden die Annahmen und Ansätze zusammengestellt, die im Rahmen der Modellrechnungen verwendet werden. An die Überlegungen des Unterkapitels 4.4 wird angeknüpft.

Im Rahmen der Modellrechnungen wird davon ausgegangen, daß die Mobilisierung der Nuklide aus allen Abfallgebänden unmittelbar nach Ende der Betriebsphase des Endlagers einsetzt. Diese Ausgangslage ergibt sich aus zwei konservativen Annahmen, die im nächsten Abschnitt dargestellt werden. Dabei ist zu bedenken, daß Zeitdauern von unter 100 Jahren in Anbetracht der großen Transportzeiten der Radionuklide durch die verschiedenen Deckgebirgsschichten von mindestens einigen 100 000 Jahren praktisch keine Rolle spielen.

Erstens wird die abgeschätzte Zeitdauer von 115 Jahren für die Sättigung der Resthohlräume des Grubengebäudes mit Formationswässern vernachlässigt (siehe Unterkapitel 4.1.6). Die allmähliche Zunahme der Zahl der Abfallgebände, die dem Einfluß der Tiefenwässer ausgesetzt sind, wird also nicht betrachtet; stattdessen wird davon ausgegangen, daß die zugetretenen Wässer mit Beginn der Nachbetriebsphase auf alle eingelagerten Abfallgebände einwirken können. Zweitens wird die Barrierenwirkung der Abfallbehälter nicht berücksichtigt, so daß die Wässer unmittelbar mit der Abfallmatrix in Wechselwirkung treten können und die Mobilisierung im engeren Sinne sofort einsetzt (siehe Unterkapitel 4.4).

Die Zeitdauer der Mobilisierung der Nuklide ist je nach Mobilisierungsgruppe und Element unterschiedlich. Die elementspezifischen Mobilisierungsdauern für die 4 Mobilisierungsgruppen sind in Tabelle

4-2 zusammengestellt. Der Zeitverlauf der Mobilisierung ergibt sich aus der Annahme einer konstanten Rate während der gegebenen Mobilisierungsdauer. Während seiner Mobilisierungsdauer t_M wird der Aktivitätsstrom $M_i(t)$ des i -ten Nuklides aus einer Abfallgebinde-Barriere demnach zu

$$\dot{M}_i(t) = 1/t_M \cdot A_{S,i}(t) \quad \text{für } 0 \leq t \leq t_M \quad (7-1)$$

berechnet. Dabei wird eine instantane Mobilisierung ($t_M=0$) aus rechentechnischen Gründen durch eine Mobilisierung in dem vernachlässigbaren Zeitraum von einem Jahr realisiert.

$A_{S,i}(t)$ bezeichnet die Summe aus der Aktivität, die aktuell noch in der Abfallgebinde-Barriere vorhanden ist, und der bereits aus dieser Barriere mobilisierten Aktivität. Durch Verwendung von $A_{S,i}(t)$ bei der Berechnung der aktuellen Rate der mobilisierten Aktivität wird erreicht, daß nach Ablauf der Mobilisierungsdauer das eingelagerte Aktivitätsinventar von Spalt- und Aktivierungsprodukten unter Einbeziehung seiner Veränderung infolge des radioaktiven Zerfalls vollständig mobilisiert ist. Dies ergibt sich aus der folgenden Bilanzgleichung für das Aktivitätsinventar $A_{G,i}$ des i -ten Spalt- oder Aktivierungsproduktes einer Abfallgebinde-Barriere:

$$\dot{A}_{G,i}(t) = - \lambda_i \cdot A_{G,i}(t) - 1/t_M \cdot A_{S,i}(t) \quad (7-2)$$

mit

λ_i : Zerfallskonstante des i -ten Nuklides

Die Lösung dieser linearen inhomogenen Differentialgleichung ist nämlich

$$A_{G,i}(t) = A_{S,i}(t) \cdot (1-t/t_M) \quad \text{für } 0 \leq t \leq t_M \quad (7-3)$$

Die gleiche Aussage gilt für die Nuklide in einer Zerfallsreihe, falls sie alle die gleiche Mobilisierungsdauer haben. Gleichung (7-3) gibt nämlich auch die i-te Komponente der Lösung des linearen inhomogenen Differentialgleichungssystems wieder, dessen 1. Gleichung sich aus Gleichung (7-2) für $i=1$ ergibt und dessen i-te Gleichung für $i \neq 1$ lautet:

$$\dot{A}_{G,i}(t) = \lambda_i \cdot A_{G,M(i)}(t) - \lambda_i \cdot A_{G,i}(t) - 1/t_M \cdot A_{S,i}(t) \quad (7-4)$$

mit

$M(i)$: Index des Mutternuklides des i-ten Nuklides

In den Abfallgebinde-Barrieren GEBK und GEBZ gibt es Nuklide in den Zerfallsreihen, die unterschiedliche Mobilisierungsdauern haben, so daß die Lösung des entsprechenden Differentialgleichungssystems nicht mehr aus Komponenten besteht, die durch Gleichung (7-3) beschrieben werden. Nach Ablauf der Mobilisierungsdauer eines solchen Nuklides wird seine Aktivität, die aus dem Zerfall noch nicht vollständig mobilisierter Mutternuklide herrührt, mit folgender Rate mobilisiert:

$$\dot{M}_i(t) = 1/t_M \cdot A_{G,i}(t) \quad \text{für } t_M < t < t_{M,max} \quad (7-5)$$

mit

$t_{M,max}$: maximale Mobilisierungsdauer in der betrachteten Mobilisierungsgruppe

Bei den vorgegebenen Mobilisierungsdauern ist das Aktivitätsinventar, das nach Ablauf der Zeitdauer $t_{M,max}$ in den Abfallgebinde-Barrieren verbleibt, vernachlässigbar.

Die Mobilisierung aus den Abfallgebinde-Barrieren GEBS bzw. GEBM ist nach 1 bzw. 50 Jahren abgeschlossen, während sie sich bei den Barrieren GEBK bzw. GEBZ bis zu 200 bzw. 600 Jahren erstreckt.

7.2.2 DAS BARRIERENMODELL VQUELLE1

In dem Barrierenmodell VQUELLE1 wird der Aktivitätstransport durch das Modellvolumen (siehe Unterkapitel 7.1) beschrieben. Die Summen der aktuellen Mobilisierungsraten aus den Abfallgebinde-Barrieren bilden den Aktivitätseingangstrom in das Modellvolumen. Unter Berücksichtigung der Sorption und der Ausfällung bei einer Überschreitung der Löslichkeitsgrenze wird die aktuelle Aktivitätskonzentration in der Lösung berechnet. Die gelöste Aktivität wird konvektiv mit dem durchströmenden Grundwasser transportiert. Der Aktivitätsausgangstrom aus dem Modellvolumen und damit die Aktivitätsfreisetzung aus dem Grubengebäude wird als Produkt der Aktivitätskonzentration und dem Grundwasserstrom angesetzt.

Die Größe des Modellvolumens beträgt in der Nachbetriebsphase 2 147 000 m³ (siehe Unterkapitel 7.1). Unter Berücksichtigung des festen Volumens der eingelagerten Abfallgebinde, des Gesteins der Auf-

Lockerungszone und des eingebrachten Versatzes verbleibt ein Resthohlraumvolumen von $739\,000\text{ m}^3$ (siehe Unterkapitel 2.3.2). Aus diesen Zahlen ergibt sich eine mittlere Porosität in dem Modellvolumen von etwa 34 %.

Die Zeitdauer des Zuflusses der Formationswässer wird vernachlässigt (siehe Unterkapitel 4.1.6), so daß die Resthohlräume des Modellvolumens mit Beginn der Nachbetriebsphase als wassergesättigt modelliert werden. Die Zeitspanne bis zur Wiederherstellung der ursprünglichen Druckverhältnisse wird in der Modellierung ebenfalls nicht berücksichtigt, obwohl die Abschätzung in Unterkapitel 4.1.5 ergibt, daß nach 10 000 a erst ca. 92 % des ungestörten hydrostatischen Druckes in dem Modellvolumen erreicht werden.

Die Vernachlässigung der Zeitdauern des Zuflusses und des Druckaufbaus führen dazu, daß der Endlagerbereich ab dem Beginn der Nachbetriebsphase mit konstanter Durchströmungsrate durchflossen wird. Die Differenzen in den regionalen Grundwasserständen bedingen im wesentlichen eine Durchströmung des Endlagerbereichs von Süden nach Norden. Je nach der angenommenen Durchlässigkeit der Unterkreidetone ergibt sich eine Durchströmungsrate von $3200\text{ m}^3/\text{a}$ bzw. $1620\text{ m}^3/\text{a}$ (siehe Tabelle 4-1).

Die Durchlässigkeit im Grubengebäude ist um einige Größenordnungen höher als die des umgebenden Gesteins. Auf dieser Grundlage rechtfertigen die Abschätzungen in Unterkapitel 4.2.2 die Annahme, daß der Volumenstrom durch den Endlagerbereich ausschließlich durch das Grubengebäude erfolgt. Für die Modellrechnungen wird sogar unterstellt, daß der Volumenstrom lediglich durch das Modellvolumen und nicht auch durch die alten Abbaufelder fließt (siehe Unterkapitel 4.2.3).

Nach den Überlegungen der vorstehenden Abschnitte stellt sich das Modellvolumen als ein poröses Medium dar, dessen Porenräume wassergesättigt sind und das mit konstanter Durchströmungsrate durchflossen wird. Während der Mobilisierungsphase wird ein Aktivitätsstrom entsprechend der aktuellen Mobilisierung aus den Abfallgebinde-Barrieren in das Modellvolumen eingespeist (siehe Unterkapitel 7.2.1).

In Unkenntnis des genauen Weges, den ein Lösungsvolumenelement durch das Modellvolumen nimmt, wird davon ausgegangen, daß jedes Abfallgebinde im Mittel von der gleichen Lösungsmenge angeströmt wird. Dies bedeutet, daß sich zu jedem Zeitpunkt eine örtlich konstante Nuklidkonzentration in dem Modellvolumen einstellt und zeitweilige lokale Konzentrationsunterschiede nicht betrachtet werden.

Das mobilisierte Aktivitätsinventar in dem Modellvolumen wird dort im allgemeinen in verschiedenen Formen vorliegen. Zum einen kann es an den anstehenden Feststoffen sorbiert werden. Zweitens kann es in gelöster Form vorliegen und drittens kann ein Teil einen festen Niederschlag bilden, wenn Löslichkeitsgrenzen überschritten werden.

In dem Lösungsvolumen V_L , das die Resthohlräume des Modellvolumens auffüllt, ist die maximal lösbare Stoffmenge $I_{L,max,e}$ eines Elementes e durch seine Löslichkeitsgrenze L_e begrenzt auf

$$I_{L,max,e} = V_L \cdot L_e \quad (7-6)$$

mit

$$V_L = 739\,000 \text{ m}^3$$

Über den Verteilungskoeffizienten K_{d_e} des Elementes ist damit auch die Stoffmenge $I_{S,max,e}$ des Elementes begrenzt, die maximal an der Masse m_S der Feststoffe in dem Modellvolumen sorbiert werden kann:

$$I_{S,max,e} = K_{d_e} \cdot L_e \cdot m_S \quad (7-7)$$

mit

$$m_S = 3,425 \cdot 10^9 \text{ kg (siehe Tabelle 2-5)}$$

Zur Berechnung der Aktivitätsfreisetzung ist der aktuell gelöste Anteil des Aktivitätsinventars in dem Modellvolumen zu ermitteln, da lediglich dieser Teil mit dem Grundwasserstrom transportiert werden kann. Bei der Bestimmung des gelösten Anteils ist eine Fallunterscheidung notwendig.

Ist die insgesamt in dem Modellvolumen vorhandene Stoffmenge $I_{ges,e}$ eines Elementes e größer als die Summe aus $I_{L,max,e}$ und $I_{S,max,e}$ (siehe Gleichungen (7-6) und (7-7)), so findet Ausfällung statt und der gelöste Anteil $a_{L,e}$ des Elementes berechnet sich zu (vgl. Gleichung (4-13))

$$a_{L,e} = \frac{I_{L,max,e}}{I_{ges,e}} \quad (7-8)$$

Ist hingegen

$$I_{ges,e} \leq I_{S,max,e} + I_{L,max,e}$$

so findet keine Ausfällung statt, und der gelöste Anteil ergibt sich in diesem Fall zu (vgl. Gleichung (4-15))

$$a_{L,e} = \frac{1}{1 + \frac{m_s}{V_L} \cdot K_{de}} \quad (7-9)$$

In Unterkapitel 7.1 wurde bereits erwähnt, daß lediglich der konvektive Nuklidtransport mit der Grundwasserströmung betrachtet wird, da die Diffusion und etwaige freie Konvektion demgegenüber vernachlässigt werden können. Damit ergibt sich die Aktivitätsfreisetzung $\dot{F}_i(t)$ des i-ten Nuklides aus dem Grubengebäude zu

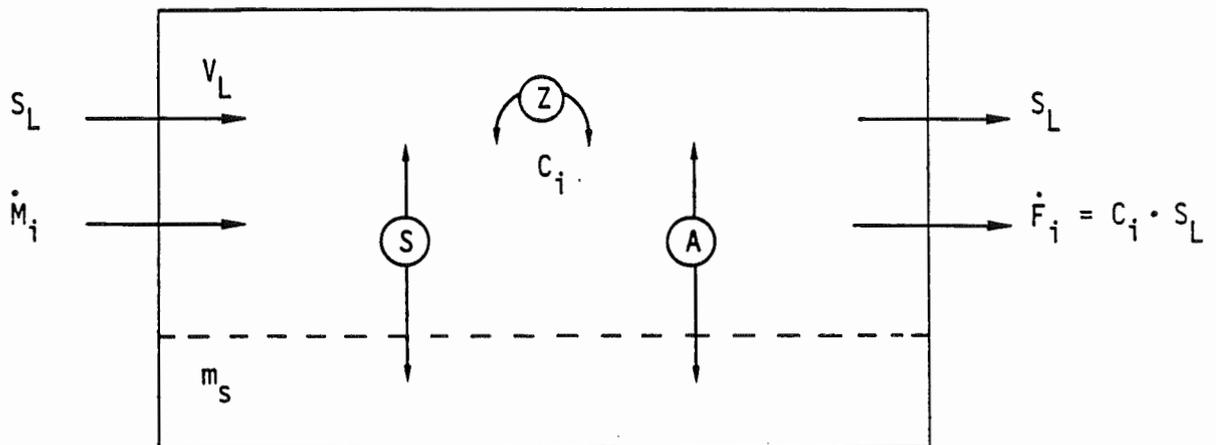
$$\dot{F}_i(t) = \frac{S_L}{V_L} \cdot a_{L,e(i)}(t) \cdot A_{M,i}(t) = S_L \cdot C_i(t) \quad (7-10)$$

mit

S_L	: Durchströmungsrate in m^3/a
$a_{L,e(i)}(t)$: Gelöster Anteil des zum i-ten Nuklid gehörenden Elementes
$A_{M,i}(t)$: Aktivitätsinventar des i-ten Nuklides in dem Modellvolumen in Bq
$C_i(t)$: Aktivitätskonzentration des i-ten Nuklides in der Lösung in Bq/m^3

Der verwendete Wert für die Durchströmungsrate ist zusammen mit einer schematischen Übersicht über die betrachteten Effekte in dem Modellvolumen in Abbildung 7-2 angegeben. Gleichung (7-9) entnimmt man, daß

- Ⓐ : Konzentrationsverringderung durch Ausfällung
- Ⓘ : Konzentrationsverringderung durch Sorption
- Ⓔ : Radioaktiver Zerfall



- V_L : Lösungsvolumen : $7.39 \cdot 10^5 \text{ m}^3$
- m_s : Masse des Sorptionsmaterials : $3.43 \cdot 10^9 \text{ kg}$
- S_L : Durchströmungsrate : 1 620 bzw. 3 200 m^3/a
- \dot{M}_i : Aktivitätseingangstrom (durch Mobilisierung)
- \dot{F}_i : Aktivitätsausgangstrom (siehe auch Gleichung (7-10))
- C_i : Aktivitätskonzentration in der Lösung

Abb. 7-2: Schematische Übersicht über das Barrierenmodell VQUELLE1

der gelöste Anteil $a_{L,e(i)}$ konstant ist, solange keine Löslichkeitsgrenzen erreicht werden. Für diesen Fall ist die Aktivitätsfreisetzung also dem Aktivitätsinventar in dem Modellvolumen proportional.

Neben den chemischen Effekten unterliegt das Aktivitätsinventar dem radioaktiven Zerfall. Die entsprechende Bilanzierung erfolgt unter gleichzeitiger Berücksichtigung des Aktivitätseingangs- und des Aktivitätsausgangsstromes für das Modellvolumen nach folgender Gleichung

$$\dot{A}_{M,i}(t) = \lambda_i \cdot A_{M,M(i)}(t) - \lambda_i \cdot A_{M,i}(t) + \dot{M}_i(t) - \dot{F}_i(t) \quad (7-11)$$

mit

- $A_{M,i}(t)$: Aktivitätsinventar des i-ten Nuklides
- λ_i : Zerfallskonstante des i-ten Nuklides
- $A_{M,M(i)}(t)$: Aktivitätsinventar der Mutter des i-ten Nuklides
- $\dot{M}_i(t)$: Mobilisierungsstrom des i-ten Nuklides
- $\dot{F}_i(t)$: Freisetzungsstrom des i-ten Nuklides

7.2.3 ABLAUF DER FREISETZUNGSRECHNUNG

Die Berechnung der Aktivitätsfreisetzung aus dem Grubengebäude erfolgt mit dem FORTRAN-Programm EMOS2. Das Programm wurde im Rahmen des Projektes Sicherheitsstudien Entsorgung (PSE) in den Jahren 1981 bis 1984 für die Anwendung auf Endlager in Salzstöcken entwickelt. Es hat eine modulare Struktur, die eine Anpassung an andere Einlagerungsformationen erleichtert. Entsprechende Entwicklungs- und Anpassungsarbeiten wurden für die Anwendung auf das Endlager KONRAD durchgeführt. Das Programm

ist in seiner verwendeten Form in /2/ umfassend dokumentiert, so daß in diesem Unterkapitel nur einige wesentliche Gesichtspunkte zusammengestellt werden.

Das Programm EMOS2 ermöglicht eine numerische Berechnung der Aktivitätsfreisetzung aus dem Grubengebäude. Im Rahmen der vorliegenden Modellvorgaben, die in den vorausgehenden Unterkapiteln beschrieben sind, erscheint auch eine analytische Berechnung möglich. Gleichwohl wird an der numerischen Auswertung mit Hilfe des Programmes EMOS2 festgehalten, weil dadurch die Flexibilität bei einem Übergang auf komplexere Modellvorgaben und die Vergleichbarkeit der Rechnungen mit den Konsequenzanalysen für andere Szenarien und andere Einlagerungsformationen erhalten bleibt. Analytische Rechnungen werden lediglich im Rahmen von Kontrollen einzelner Aspekte begleitend durchgeführt (siehe Unterkapitel 7.4.1).

Die numerische Berechnung des Aktivitätstransportes aus dem Grubengebäude erfolgt zeitdiskret. In jedem Zeitschritt wird das gesamte Barriersystem (siehe Unterkapitel 7.1) ausgewertet. Insbesondere wird der Aktivitätsausgangsstrom jeder Barriere unter Berücksichtigung der barriereninternen Vorgänge und gegebenenfalls des Aktivitätseingangsstroms berechnet. Die Berechnung erfolgt programmtechnisch durch Aufruf des entsprechenden Barrierenmodells, das seinerseits gegebenenfalls Unterprogramme aufruft, in denen Einzeleffekte behandelt werden, die auf den Aktivitätstransport aus der betrachteten Barriere Einfluß haben.

Zur Verringerung der Rechenzeit bei hinreichender Rechengenauigkeit wird die Zeitschrittweite variabel gehalten. Beginnend mit der minimalen Zeitschrittweite von 0,05 Jahren, wird eine geeignete Schritt-

weite für den jeweils nächsten Zeitschritt am Ende des aktuellen Zeitschrittes mit Hilfe geeigneter Kriterien ermittelt. Im Detail sind diese Kriterien in /2/ beschrieben.

In der vorliegenden Rechnung wird eine hinreichende Genauigkeit erreicht, wenn die Länge des nächsten Zeitschrittes auf 70 % verkleinert bzw. 140 % vergrößert wird, falls die aktuelle relative Änderung der Aktivitätsströme in einer Barriere 40 % übersteigt bzw. in allen Barrieren unter 10 % liegt. Dabei bleiben Stromänderungen, deren Beitrag zur kumulierten Freisetzung unter 0,1 % liegt, unberücksichtigt. Die Vergrößerung der Schrittweite erfolgt außerdem nur, wenn bei dem vorhergehenden Zeitschritt keine Vergrößerung durchgeführt wurde. Schließlich bewegt sich die Länge der Schrittweite in Grenzen, die entsprechend barrierenspezifischer Notwendigkeiten zeitvariabel festgelegt werden. Beispielsweise wird die Zeitschrittweite in dem Mobilisierungsmodell auf 10 % der kürzesten Mobilisierungsdauer der Elemente begrenzt, deren Mobilisierung noch nicht abgeschlossen ist.

Die zeitdiskrete Auswertung des Barrierensystems bildet den Kern des Programms. Das Barrierensystem wird von innen nach außen, d.h. beginnend mit den Abfallgebinde-Barrieren, abgearbeitet, da der Aktivitätsausgangstrom der innenliegenden Barrieren zur Berechnung des Aktivitätseingangstroms der außenliegenden Barrieren benötigt wird. Der Datentransfer zwischen den verschiedenen Barrierenmodellen und Zeitschritten wird durch entsprechend strukturierte COMMON-Blöcke und eine normierte Schnittstelle für den Aufruf der Barrierenmodelle programmtechnisch sichergestellt.

Der zeitabhängigen Rechnung geht die Übernahme und Aufbereitung der Eingangsdaten voraus. Mit Hilfe von Steuerparametern kann die Ausgabe

der Eingangsdaten und direkt aus ihnen berechneter Datensätze, wie etwa das Inventar der verschiedenen Barrieren und des Endlagers insgesamt, angefordert werden.

Während und im Anschluß an die zeitabhängige Rechnung findet die Ergebnisausgabe statt, die ebenfalls durch entsprechende Parameter gesteuert wird. So können beispielsweise die Barrieren, die Nuklide und die Zeitschritte gewählt werden, für die eine Ausgabe erfolgen soll. Die Ausgabe der Ergebnisse nach Abschluß der Rechnung umfaßt beispielsweise Tabellen mit den Zeitpunkten und der Größe der maximalen Nuklidkonzentrationen im Modellvolumen und kumulierte und relative Freisetzungsmengen sowie mittlere Freisetzungsraten für verschiedene Zeitbereiche.

7.2.4 EINGANGSDATEN FÜR DIE FREISETZUNGSRECHNUNG

Die Eingangsdaten für die Freisetzungsrechnung sind zum großen Teil in einer Datenbibliothek abgelegt. Daneben greift das Programm auf Daten zu, die der Benutzer vor Beginn jedes Rechenlaufes in einem sogenannten Job-Input-File zusammenstellt. In dieser Datei werden im wesentlichen Steuerparameter angegeben, unter anderem die Nummern der Dateien in der Datenbibliothek, die in der aktuellen Rechnung verwendet werden sollen.

Entsprechend ihrer inhaltlichen Bedeutung sind die Eingangsdaten in fünf Gruppen zusammengefaßt:

- Nuklidspezifische Daten
- Elementspezifische Daten
- Abfallspezifische Daten
- Barrierenspezifische Daten
- Steuerdaten

Zum großen Teil sind die Daten in den Tabellen der vorausgehenden Kapitel bereits angegeben, so daß in diesem Unterkapitel lediglich eine systematische Zusammenfassung gegeben wird.

Die nuklidspezifischen Daten umfassen die Halbwertszeiten der Radionuklide und für Nuklide in Zerfallsreihen gegebenenfalls die Angabe des Tochternuklides. Sie sind in Tabelle 2-6 zusammengestellt. Insgesamt werden 49 aktive und 18 inaktive, also 67 Nuklide betrachtet. Unter den 49 Radionukliden sind 21 Spalt- und Aktivierungsprodukte, die anderen 28 Nuklide verteilen sich auf die 4 Zerfallsreihen.

Die 67 Nuklide gehören 29 Elementen an, wobei Jod als AgJ und sonstiges Jod als zwei Elemente gezählt und behandelt werden (siehe Unterkapitel 4.5.1). Die elementspezifischen Daten enthalten

- Löslichkeitsgrenzen und K_d -Werte (siehe Tabelle 4-3)
- 4 Sätze elementspezifische Mobilisierungsdauern, je einen für jede Mobilisierungsgruppe (siehe Tabelle 4-2)

Die abfallspezifischen Daten bestehen aus den Aktivitätsinventaren der Nuklide. Die eingelagerten Massen der ausgewählten Radionuklide sind in Tabelle 2-7 und die der inaktiven Nuklide in Tabelle 2-9 angegeben. Die Tabellen enthalten jeweils das Inventar der Abfallgebinde-Barriere und das Inventar des Endlagers insgesamt, wobei nur die ausgewählten Nuklide berücksichtigt sind.

Während die drei bisher beschriebenen Datengruppen je eine Datei in der Datenbibliothek bilden, werden die barrierenspezifischen Daten in der vorliegenden Rechnung über das Job-Input-File zur Verfügung gestellt. Dadurch werden Änderungen an den barrierenspezifischen Daten, beispielsweise an der Durchströmungsrates, für die verschiedenen Rechenläufe erleichtert.

Vor den eigentlichen barrierenspezifischen Daten wird die Struktur des Barrierensystems zur Verfügung gestellt, wie sie in Abbildung 7-1 dargestellt ist. Aus ihr geht hervor, daß die Abfallgebinde-Barrieren keine Eingänge haben, während ihre Ausgangsströme alle in das Modellvolumen eingehen. Das Modellvolumen wird als Ausgangsbarriere des Grubengebäudes kenntlich gemacht.

Neben einigen Faktoren zur Variation der elementspezifischen Daten in allen Barrieren bestehen die barrierenspezifischen Daten u.a. aus

- dem zu der Barriere gehörenden Barrierenmodell,
- den Kennziffern der elementspezifischen Datensätze, die bei der Bearbeitung der Barriere Verwendung finden sollen.

Für die Abfallgebinde-Barrieren werden weiterhin benötigt

- eine Kennzeichnung des eingelagerten Abfalls,
- eine Angabe, ob es in dem eingelagerten Abfall Nuklide mit unterschiedlichen Mobilisierungsdauern in den Zerfallsreihen gibt,

während weitere barrierenspezifische Eingangsdaten für das Modellvolumen

- das Lösungsvolumen, die Sorbensmasse und die Durchströmungsrate sind.

Die Steuerparameter werden ausschließlich über das Job-Input-File übergeben. Mit Ausnahme der Größen zur Zeitschrittsteuerung und zur Absteckung des Zeitrahmens der Analyse, der im vorliegenden Fall 10 Millionen Jahre beträgt, wird mit den Steuerparametern die Ausgabe gesteuert:

- Auswahl der Eingangsdatensätze, die ausgedruckt werden sollen
- Auswahl der Barrieren und Nuklide für die zeitabhängige Ausgabe
- Auswahl der Größen und der Zeitbereiche für die zeitabhängige Ausgabe
- Auswahl des Ergebnisausdruckes am Ende der Rechnung.

7.3 MODELLE FÜR DIE RADIONUKLIDAUSBREITUNG IM DECKGEBIRGE

Die Berechnungen zur Grundwasserbewegung (Kapitel 5) zeigen, daß der Transport der Radionuklide im wesentlichen in drei Ausbreitungsgebieten erfolgen kann. Sie entsprechen den drei Szenarien, für die eine Konsequenzanalyse durchgeführt wird:

- Szenario Ia : Ausbreitung durch die Unterkreidetone
- Szenario Ib : Ausbreitung durch den Oxford
- Szenario Ic : Ausbreitung durch den Cornbrash

Die Bewegung des kontaminierten Wassers erfolgt in diesen Szenarien auf Grund des natürlichen Druckgefälles, das durch Grundwasserstandsunterschiede an der Oberfläche hervorgerufen wird. Der Transport von Radionukliden erfolgt konvektiv mit dem Wasser und kann durch Sorption verzögert werden. Darüberhinaus werden Radionuklide durch Dispersion und Diffusion im Wasser verteilt.

Zur Festlegung von Ausbreitungsgebieten werden die Ergebnisse der Berechnung der Grundwasserbewegung herangezogen. Stromlinien mit Startpunkt im Bereich des Endlagers zeigen den Weg, den Radionuklide konvektiv zurücklegen können. Die Modelle für die Berechnung des Radionuklidtransports werden so erstellt, daß sie die wesentlichen Transportmechanismen erfassen.

7.3.1 GRUNDWASSERBEWEGUNG IN DEN AUSBREITUNGSGEBIETEN

Zur Bestimmung der Grundwasserbewegung in den Ausbreitungsgebieten werden Stromlinien mit einem Startpunkt im Lagerbereich ausgewertet. Da die Stromlinien für die jeweiligen Szenarien insgesamt begrenzte Ausbreitungsgebiete ohne Aufteilung oder Verzweigung erkennen lassen, werden eindimensionale Modelle zur Berechnung des Radionuklidtransports herangezogen. Unter dem Gesichtspunkt der Konservativität werden jeweils Stromlinien mit den kürzesten Laufzeiten zur Biosphäre betrachtet.

Der Eintritt des Tiefenwassers in den obersten Grundwasserleiter konnte in dem großräumigen Grundwassermodell nur wenig detailliert modelliert werden. Die eindimensionalen Modelle zur Nuklidausbreitung enden deshalb vor diesen Schichten. Die Zumischung des Tiefenwassers in das oberflächennahe Grundwasser wird vereinfacht abgeschätzt.

7.3.1.1 GRUNDWASSERBEWEGUNG IM MODELL FÜR SZENARIO Ia

Dem Szenario Ia liegen die Ergebnisse der Variante 1 zur Modellierung der Grundwasserbewegung zugrunde. Diese Variante zeichnet sich durch eine relativ hohe Durchlässigkeit der Unterkreidetone (10^{-10} m/s) aus. Stromlinien mit Beginn im Lagerbereich (Abbildung 5-7) beschreiben anfangs einen Weg in Richtung Norden in der Einlagerungsformation Oxford und anschließend eine kurze Strecke im Kimmeridge. Nach wenigen Kilometern schließt sich ein senkrechter Aufstieg durch die Unterkreidetone an. Danach verlaufen die Stromlinien in den Plänerkalken der Oberkreide noch einige Kilometer weiter in Richtung Norden. Der Kontakt mit dem Quartär erfolgt in der Nähe von Groß Gleidingen.

Abbildung 7-3 zeigt ausgewählte Stromlinien in der Aufsicht. Dargestellt sind die drei Stromlinien mit der kürzesten Laufzeit zur Oberfläche und zum Vergleich einige weiter westlich liegende mit längeren Laufzeiten. Weiterhin ist der senkrechte Aufstieg in der Unterkreide für alle berechneten Stromlinien gekennzeichnet. Er erfolgt in einem verhältnismäßig großen Gebiet.

Für die drei Stromlinien mit der kürzesten Laufzeit sind in Tabelle 7-1 die in den jeweiligen Schichten zurückgelegten Weglängen und zugehörigen Laufzeiten angegeben. Weg 1 beginnt nach Verlassen des Lagerbereichs in den Unterkreidetonen. Der Weg im Oxford und Kimmeridge ist aufgrund der groben Diskretisierung des Grundwassermodells nicht darstellbar. Weg 2 verläuft im Oxford so weit in Richtung Westen, bis ein direkter Übergang in die Unterkreide unter Umgehung des Kimmeridge stattfindet. Lediglich bei Weg 3 ist eine Wanderung im Kimmeridge festzustellen.

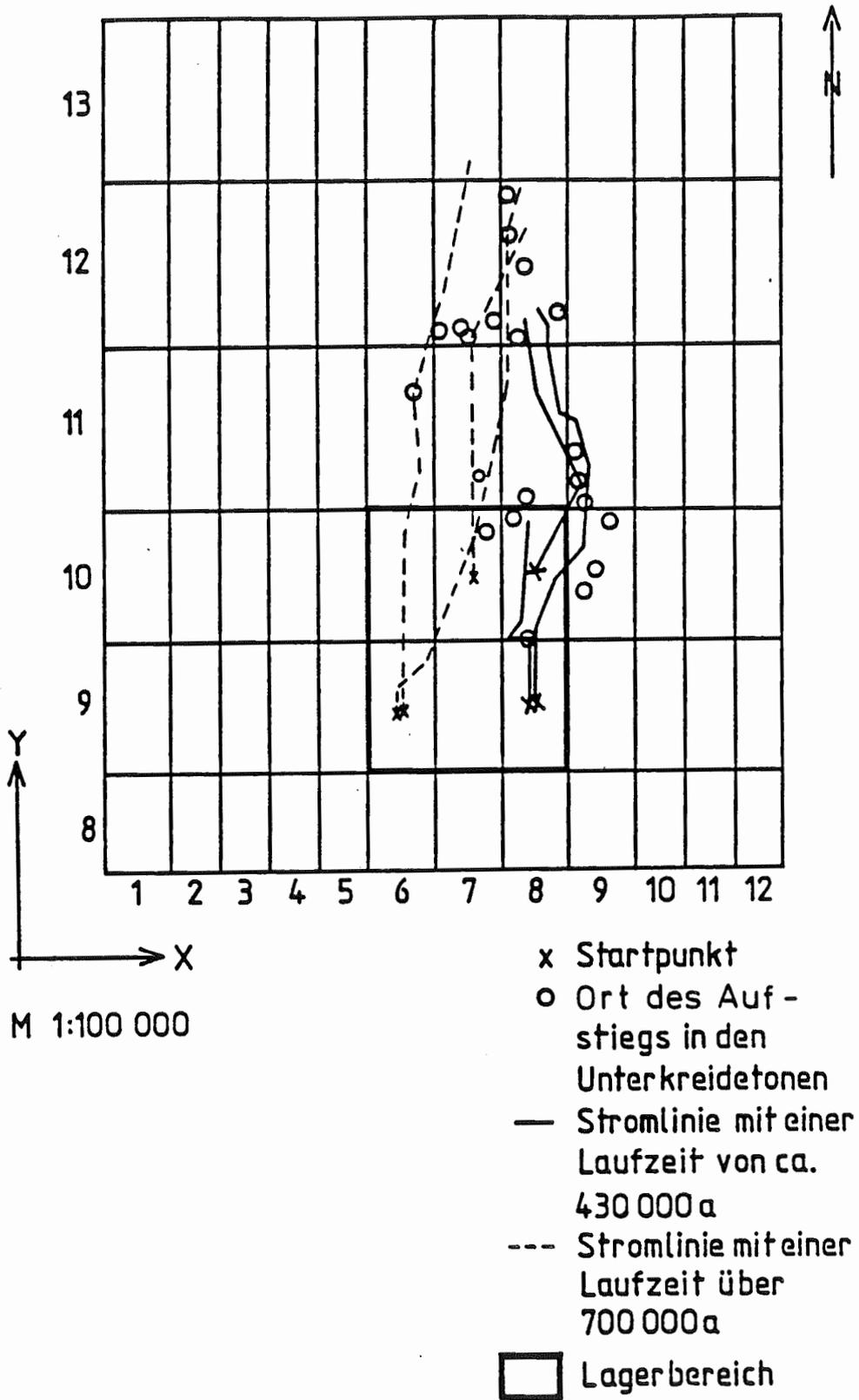


Abb. 7-3: Szenario Ia - Stromlinien in Horizontalprojektion, Aufstiegsorte in den Unterkreidetonen

WEG		1	2	3	MITTEL
Startpunkt	(x,y,z)	(8,9,7)	(8,9,10)	(8,10,10)	
Lagerbereich	L in m t in a	1 050 1.35E 5	1 260 1.1 E 4	760 5.0 E 3	1 020 5.0 E 4
Oxford	L in m t in a v in m/a n - u in m/a A in km ²	0 0	1 890 1.88E 4 0,1 0,02 2.0E-3	915 5.0 E 3 1.8 E-1 0,02 3.7 E-3	935 7.9 E 3 1.2 E-1 0,02 2.4 E-3 1,33
Kimmeridge	L in m t in a v in m/a n - u in m/a A in km ²	0 0	0 0	460 5.0 E 3 9.2 E-2 0,1 9.2 E-3	150 1.7 E 3 9.2 E-2 0,1 9.2 E-3 0,35
Unterkreide- tone	L in m t in a v in m/a n - u in m/a A in km ²	400 2.65E 5 1.5 E-3 0,1 1.5 E-4	395 3.4 E 5 1.2 E-3 0,1 1.2 E-4	420 3.45E 5 1.2 E-3 0,1 1.2 E-4	405 3.2 E 5 1.3 E-3 0,1 1.3 E-4 24,6
Plänerkalke	L in m t in a v in m/a n - u in m/a A in km ²	2 185 4.0 E 4 5.5 E-2 0,05 2.8 E-3	2 500 6.4 E 4 3.8 E-2 0,05 1.9 E-3	2 300 7.0 E 4 3.3 E-2 0,05 1.7 E-3	2 330 5.8 E 4 4.0 E-2 0,05 2.0 E-3 1,6
Summe	L in m t in a	3 635 4.4 E 5	6 045 4.3 E 5	4 855 4.3 E 5	4 840 4.4 E 5

L : Weglänge
 t : Laufzeit
 n : Porosität
 $v = L/t$: Abstandsgeschwindigkeit
 $u = v \cdot n$: Darcygeschwindigkeit
 $Q = 3\,200 \text{ m}^3/\text{a}$: Durchströmungsrate
 $A = Q/u$: Querschnittsfläche

Tab. 7-1: Auswertung der Stromlinien für Szenario Ia

Getrennt ausgewiesen ist die Strecke vom Startpunkt bis zum Verlassen des Lagerbereichs. Da das Grundwassermodell den Lagerbereich mit denselben Daten behandelt wie die gesamte Formation Oxford, werden hier für die Durchwanderung des Lagers Laufzeiten zwischen 5 000 und 135 000 Jahren ermittelt. Tatsächlich ist jedoch das Streckensystem im Grubengebäude wesentlich durchlässiger als die Einlagerungsformation. Da die Vorgänge im Grubengebäude gesondert behandelt werden, sind die Transportmodelle für das Deckgebirge erst vom Rand des Lagerbereichs erstellt worden.

Aus den angegebenen Laufzeiten und Weglängen ergeben sich für die betrachteten Stromlinien und die jeweilige Schicht mittlere Abstandsgeschwindigkeiten und Darcygeschwindigkeiten. Die betrachteten Stromlinien haben fast dieselbe Laufzeit vom Startpunkt im Lagerbereich bis zur Oberfläche. Erhebliche Unterschiede zeigen sich bei der Durchwanderung von Oxford und Kimmeridge. Zur Ermittlung von Modelldaten sind Mittelwerte über die Weglängen und Laufzeiten gebildet worden.

Als Wasserdurchsatz durch den gesamten Lagerbereich sind $3200 \text{ m}^3/\text{a}$ ermittelt worden (siehe Tabelle 4-1). Nimmt man an, daß damit auch der Durchsatz im gesamten Ausbreitungsgebiet bestimmt ist, ergeben sich mit den mittleren Darcygeschwindigkeiten Durchflußquerschnitte. Insbesondere bei der Wanderung durch die Unterkreidetone wird ein großer Querschnitt in Anspruch genommen.

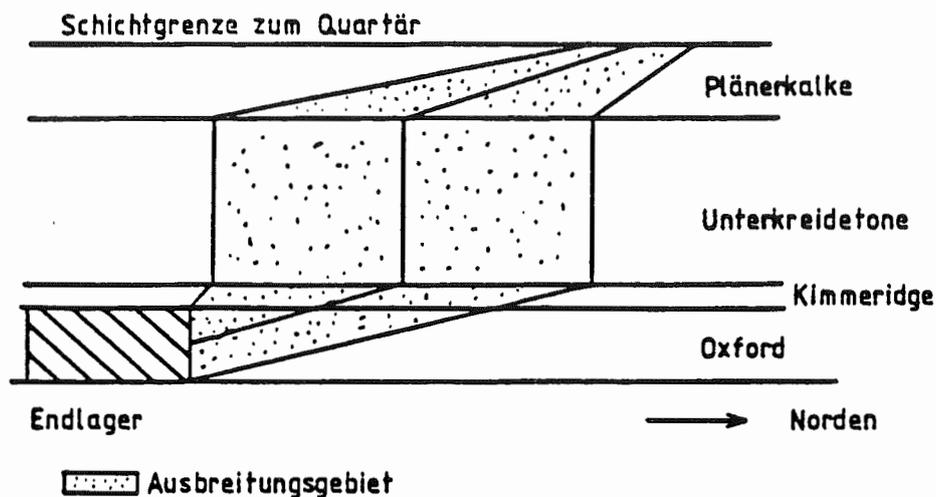
Die in Tabelle 7-1 genannten Mittelwerte der Längen, Geschwindigkeiten und Querschnitte der Durchflußbereiche in den aufeinanderfolgenden Schichten werden in ein eindimensionales Modell umgesetzt. Ein solches Modell kann mit dem Programm SWIFT nur bei unveränderlichen Darcygeschwindigkeiten und Querschnitten entlang des Weges behandelt werden.

Für das Szenario Ia wird von der Darcygeschwindigkeit und Fläche des Oxford ausgegangen. Die veränderten Geschwindigkeiten in den anderen Schichten werden durch einen Faktor entsprechend den Geschwindigkeitsverhältnissen berücksichtigt, mit dem die Retardationsfaktoren multipliziert werden. Die so veränderte Retardation wirkt sich auf die Radionuklidausbreitung genauso aus wie unterschiedliche Darcygeschwindigkeiten.

Für die Nachbildung des Kimmeridge im Modell sind nur Daten aus einer Stromlinie herangezogen worden. Danach ergibt sich hier eine höhere Darcygeschwindigkeit als im Oxford, verbunden mit einer Querschnittsverengung. Für den Kimmeridge im weiteren Umfeld des Endlagers treffen diese Verhältnisse nicht zu. Deshalb wird im eindimensionalen Modell der Kimmeridge mit derselben Darcygeschwindigkeit und der gleichen Fläche angesetzt wie der Oxford.

Die Plänerkalke der Oberkreide werden im Ausbreitungsmodell für Szenario Ia in Cenoman und Turon unterteilt. Die Aufteilung ermöglicht die Berücksichtigung des unterschiedlichen Sorptionsverhaltens in beiden Schichten. Die Weglängen basieren auf dem Verhältnis der Mächtigkeiten von Turon und Cenoman im geologischen Standardprofil für den Nahbereich der Eisenerzgrube KONRAD /6/.

Abbildung 7-4 zeigt einen schematischen Schnitt durch das Ausbreitungsgebiet für Szenario Ia. Die Eingangsdaten für das zugehörige eindimensionale Modell sind tabellarisch zusammengestellt. In der letzten Zeile von Abbildung 7-4 sind die mittleren Laufzeiten des Grundwassers durch die modellierten geologischen Formationen aufgeführt. Aufgrund der Diskretisierung unterscheiden sich diese Werte geringfügig von der Auswertung der Stromlinien in Tabelle 7-1.



SCHICHT	OXFORD	KIMME- RIDGE	UNTER- KREIDE- TONE	PLÄNERKALKE		SUMME
				CENOMAN	TURON	
Weglänge in m	920	160	400	760	1 560	3 800
Diskreti- sierung Anzahl·Länge in m	23 · 40	7 · 20, 2 · 10	40 · 10	2 · 10, 1 · 20, 18 · 40	39 · 40	132 Blöcke
Modelldaten	$u = 2.4E-3 \text{ m/a}$, $Q = 3\,200 \text{ m}^3/\text{a}$, $A = 1,33 \text{ km}^2$ $\rho_s = 2\,600 \text{ kg/m}^3$, $\alpha_L = 30 \text{ m}$, $D_M = 1E-11 \text{ m}^2/\text{s}$					
Flächenver- hältnis $F=A_i/A$	1	1	18,5	1,203	1,203	
Porosität	0,02	0,1	0,1	0,05	0,05	
Laufzeiten in a	7 700	6 700	308 300	19 000	39 100	380 800

u : Darcygeschwindigkeit ρ_s : Gesteinsdichte
 Q : Durchströmungsrate α_L : longitudinale Dispersionslänge
 A : Modellquerschnitt D_M : molekulare Diffusion

Abb. 7-4: Szenario Ia, schematischer Schnitt, Modellabmessungen, Modelldaten und Grundwasserlaufzeiten

7.3.1.2 GRUNDWASSERBEWEGUNG IM MODELL FÜR SZENARIO Ib

Das Szenario Ib basiert auf Variante 2 für die Grundwasserbewegung, in der eine verringerte Durchlässigkeit der Unterkreidetone von 10^{-12} m/s angesetzt wird. Dies führt zu einer Ausbreitung in der Einlagerungsformation selbst. Erst nach ca. 30 km verlassen die Stromlinien das Oxford und führen durch den Kimmeridge zum oberflächennahen Grundwasserleiter in der Gegend von Calberlah.

Die Strömungsverhältnisse für das Modell wurden in gleicher Weise ermittelt wie bei Szenario Ia (siehe Tabelle 7-2). Allerdings sind bei den betrachteten Stromlinien die Laufzeiten im Kimmeridge so kurz gegenüber den Laufzeiten im Oxford, daß nur die Gesamtzeit für die jeweilige Stromlinie angegeben werden kann. Im eindimensionalen Modell, das für Szenario Ib aufgestellt wird, werden deshalb Oxford und Kimmeridge mit gleichbleibender Darcygeschwindigkeit, aber unterschiedlichen Porositäten behandelt. Da die betrachteten drei Wege mit den kürzesten Laufzeiten im nördlichen Lagerbereich ($y=10$) beginnen, ist die Bewegung im Lagerbereich vernachlässigbar kurz.

Als Durchströmungsrate durch das Endlager wurden insgesamt $1620 \text{ m}^3/\text{a}$ berechnet. Davon verbleiben $710 \text{ m}^3/\text{a}$ im Oxford, $820 \text{ m}^3/\text{a}$ treten in den Kimmeridge über und $90 \text{ m}^3/\text{a}$ fließen in die Doggertone (siehe Tabelle 4-1). Auf den Anteil, der in die Doggertone übergeht, wird in Unterkapitel 7.3.1.3 eingegangen. Die Ergebnisse zur Modellierung der großräumigen Grundwasserbewegung zeigen, daß Wasser im Kimmeridge eine geringere Darcygeschwindigkeit hat als im Oxford (siehe Abbildung 5-4 und Geschwindigkeitsfelder im Anhang B). Die Gesteinsporosität des Kimmeridge ist fünfmal höher als im Oxford. Es resultieren im Oxford erheblich größere Abstandsgeschwindigkeiten als im Kimmeridge. Bei

WEG		1	2	3	MITTEL
Startpunkt	(x,y,z)	(7,10,12)	(7,10,14)	(8,10,9)	
Oxford	L in m n -	36 500 0,02	28 035 0,02	30 635 0,02	31 720 0,02
Kimmeridge	L in m n -	465 0,1	1 970 0,1	2 755 0,1	1 730 0,1
SUMME	L in m t in a v in m/a n _{ges} u in m/a A in km ²	36 965 3.0E 5 1.2E-1	30 005 3.4E 5 8.8E-2	33 390 3.7E 5 9.0E-2	33 450 3.4E 5 9.9E-2 2.4E-2 2.4E-3 0,675

$$n_{ges} = (n_o \cdot L_o + n_k \cdot L_k) / (L_o + L_k)$$

Index o: Oxford

Index k: Kimmeridge

- L : Weglänge
t : Laufzeit
n : Porosität
 $v = L/t$: Abstandsgeschwindigkeit
 $u = v \cdot n_{ges}$: Darcygeschwindigkeit
 $Q = 1\,620 \text{ m}^3/\text{a}$: Durchströmungsrate
 $A = Q/u$: Querschnittsfläche

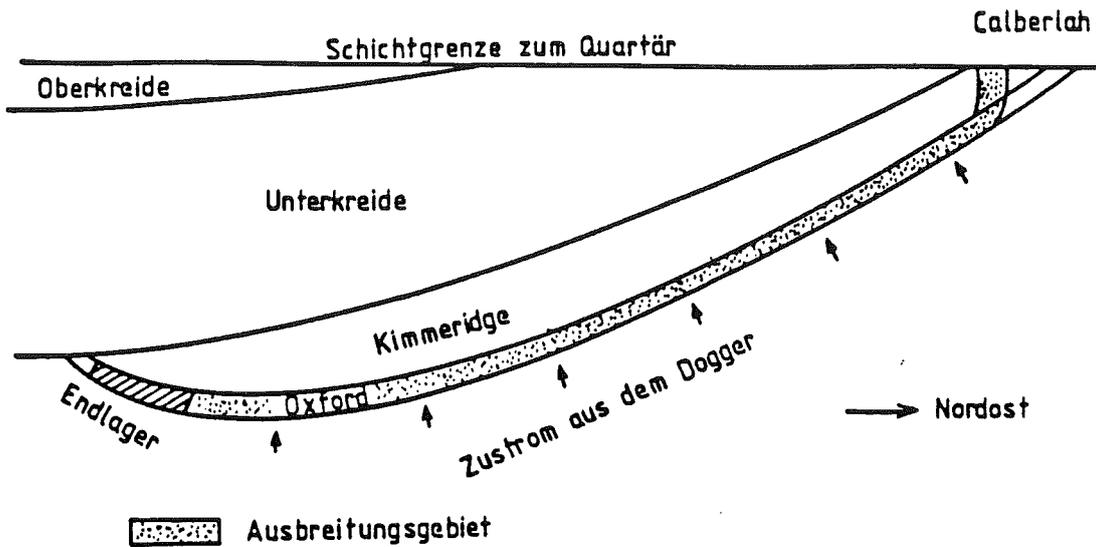
Tab. 7-2: Auswertung der Stromlinien für Szenario Ib

ähnlichem Sorptionsvermögen dieser beiden Schichten kann man davon ausgehen, daß Radionuklide, die aus dem Lagerbereich in den Kimmeridge eintreten, gegenüber denen im Oxford zurückbleiben.

Der Durchfluß von $710 \text{ m}^3/\text{a}$ im Oxford beansprucht einen Querschnitt von $0,3 \text{ km}^2$. Das sind bei einer Mächtigkeit des Oxford von 100 m ca. 3 km Breite. Da die Radionuklidfreisetzungsraten aus dem Grubengebäude für den Gesamtdurchsatz ermittelt wurden (siehe Unterkapitel 7.2), wird in dem Ausbreitungsmodell für Szenario Ib eine Durchflußrate von $1620 \text{ m}^3/\text{a}$ angesetzt. Unter Berücksichtigung der Darcygeschwindigkeiten in Tabelle 7-2 ergibt sich eine Querschnittsfläche von $0,675 \text{ km}^2$.

Die Betrachtung der Geschwindigkeitsfelder (Anhang B) zeigt, daß das Oxford auf seiner gesamten Länge einen Wasserzustrom von unten erfährt. Entlang des Oxford ändern sich die durchschnittlichen Geschwindigkeiten nur wenig. Es muß also davon ausgegangen werden, daß die von unten zugeführte Wassermenge nach oben in den Kimmeridge und in die Unterkreidetone abgegeben wird. Aus einer Mengenbilanzierung ergibt sich, daß bis zur Gegend von Calberlah ca. $12\,000 \text{ m}^3/\text{a}$ Wasser vor allem aus den Doggertonen durch das Oxford in den Kimmeridge abgegeben werden. Für den Radionuklidtransport bedeutet das, daß kontaminiertes Wasser aus der Grube sich in einer 7-fachen Wassermenge verdünnt. Die Radionuklidkonzentrationen am Ende des eindimensionalen Modells werden daher um den Faktor 7 herabgesetzt. Auch hier wird davon ausgegangen, daß das mit Radionukliden versetzte Wasser nach dem Übergang in den Kimmeridge entlang der gesamten Formation gegenüber den Nukliden im Oxford sich weniger schnell bewegt.

Einen schematischen Schnitt durch das Ausbreitungsgebiet und Modell-daten für Szenario Ib zeigt Abbildung 7-5.



SCHICHT	OXFORD	KIMMERIDGE	SUMME
Weglänge in m	31 500	1 800	33 300
Diskretisierung Anzahl Länge in m	105 · 300	6 · 300	111 Blöcke
Modelldaten	$u = 2.4E-3 \text{ m/a}$, $Q = 1\,620 \text{ m}^3/\text{a}$, $A = 0,675 \text{ km}^2$ $\rho_s = 2600 \text{ kg/m}^3$, $\alpha_L = 200 \text{ m}$, $D_M = 1E-11 \text{ m}^2/\text{s}$		
Porosität	0,02	0,1	
Laufzeiten in a	262 500	75 000	337 500

u : Darcygeschwindigkeit

ρ_s : Gesteinsdichte

Q : Durchströmungsrate

α_L : longitudinale Dispersionslänge

A : Modellquerschnitt

D_M : molekulare Diffusion

Abb. 7-5: Szenario Ib, schematischer Schnitt, Modellabmessungen, Modelldaten und Grundwasserlaufzeiten

7.3.1.3 GRUNDWASSERBEWEGUNG IM AUSBREITUNGSGEBIET FÜR SZENARIO Ic

Bei einer niedrigen Durchlässigkeit der Unterkreidetone geht, wie bereits im vorhergehenden Unterkapitel beschrieben, eine Wassermenge von $90 \text{ m}^3/\text{a}$ aus dem Lagerbereich in die Doggertone über. Stromlinien, die diesen Übergang darstellen, lassen sich nur berechnen, wenn ihr Startpunkt dicht an der Schichtgrenze Oxford-Doggertone liegt. Für zwei derartige Stromlinien zeigt Tabelle 7-3 Weglängen, Laufzeiten und Geschwindigkeiten.

Im Anschluß an die Doggertone erreicht das kontaminierte Wasser den Cornbrash und vermischt sich hier mit dem Grundwasser in diesem Wasserleiter. Unterhalb der nördlichen Grenze des Lagerbereichs führt der Cornbrash ca. $2\,030 \text{ m}^3/\text{a}$ an Wasser. Dadurch kann eine Verminderung der Radionuklidkonzentration des Grubenwassers etwa um einen Faktor 22 in Rechnung gestellt werden.

Im Cornbrash findet eine Wanderung rund 28 km in Richtung Norden statt. An der Überschiebung von Meine ist der Cornbrash gegen den Oxford versetzt. Hier treten die Stromlinien in den Oxford ein und folgen dann einem ähnlichen Weg zur Oberfläche wie in Szenario Ib beschrieben. In Tabelle 7-3 sind für Oxford und Kimmeridge wie in Unterkapitel 7.3.1.2 nur die Weglängen und Porositäten getrennt ausgewiesen.

Für den Cornbrash ist nach den Geschwindigkeitsfeldern aus dem Grundwassermodell (siehe Anhang B) ebenfalls ein Zustrom aus tiefer gelegenen Schichten festzustellen. Da der Cornbrash eine größere Ausdehnung als das Oxford hat, ist anzunehmen, daß von unten mindestens derselbe Zustrom wie in den Oxford, ca. $12\,000 \text{ m}^3/\text{a}$, anzusetzen ist. Hierdurch werden die Nuklidkonzentrationen in den Modellrechnungen um einen Faktor 6 herabgesetzt.

WEG		1	2	MITTEL
Startpunkt	(x,y,z)	(8.1,9,10.99)	(8.7,9,10.99)	
Doggertone	L in m	124	68	96
	t in a	1.0 E 6	1.0 E 6	1.0 E 6
	v in m/a	1.2 E-4	6.7 E-5	9.6 E-5
	n -	0,1	0,1	0,1
	u in m/a	1.2 E-5	6.7 E-6	9.6 E-6
	A in km ²			9,4
Cornbrash	L in m	28 760	27 900	28 330
	t in a	6.4 E 4	6.5 E 4	6.4 E 4
	v in m/a	4.6 E-1	4.3 E-1	4.4 E-1
	n -	0,05	0,05	0,05
	u in m/a	2.3 E-2	2.1 E-2	2.2 E-2
	A in km ²			4.1 E-3
Oxford	L in m	4 010	3 780	3 895
	n -	0,02	0,02	0,02
Kimmeridge	L in m	1 730	1 730	1 730
	n -	0,1	0,1	0,1
Oxford und Kimmeridge	L in m	5 740	5 510	5 625
	t in a	5.7 E 4	5.5 E 4	5.6 E 4
	v in m/a	1.0 E-1	1.0 E-1	1.0 E-1
	n -	4.4 E-2	4.5 E-2	4.5 E-2
	u in m/a	4.4 E-3	4.5 E-3	4.5 E-3
	A in km ²			2.0 E-2
Summe	L in m	3.46E 4	3.35E 4	34 050
	t in a	1.12E 6	1.12E 6	1.12E 6

- L : Weglänge
 t : Laufzeit
 n : Porosität
 $v = L/t$: Abstandsgeschwindigkeit
 $u = v \cdot n$: Darcygeschwindigkeit
 $Q = 90 \text{ m}^3/a$: Durchströmungsrate
 $A = Q/u$: Querschnittsfläche

Tab. 7-3: Auswertung der Stromlinien für Szenario Ic

Mit einfachen Abschätzungen wird in Unterkapitel 7.4.2.6 gezeigt, daß Szenario Ic in seiner Bedeutung gegenüber den Szenarien Ia und Ib zurücktritt. Daher wird ein numerisches Modell zur Ausbreitungsrechnung für Szenario Ic nicht erstellt.

7.3.2 MODELLIERUNG DER DIFFUSION UND DISPERSION

Dispersion und Diffusion bewirken eine Verteilung von Radionukliden. Diese Effekte treten sowohl in Strömungsrichtung als auch quer dazu auf. Dispersion und Diffusion in Strömungsrichtung sind in den eindimensionalen Modellen enthalten. In transversaler Richtung werden Diffusion und Dispersion nicht berücksichtigt. Es wird gezeigt, daß diese Vernachlässigung gerechtfertigt ist.

7.3.2.1 DISPERSION IN STRÖMUNGSRICHTUNG

Unter Dispersion versteht man die Verteilung von Wasserinhaltsstoffen infolge der Struktur des Porenraums. Da das Grundwasser und damit seine Wasserinhaltsstoffe unterschiedliche Fließwege in einem engverzweigten Netz von Porenkanälen benutzen, wird eine zunächst hohe Konzentration mit zunehmender Weglänge verdünnt. Maßgebend für die Verdünnung ist die Heterogenität des Porenraumes.

Die Dispersion wird durch das Produkt aus Dispersionslänge und Geschwindigkeit beschrieben. Für die Modellgebiete müssen Daten zur Dispersionslänge angegeben werden. Standortspezifische Felddaten stehen dafür nicht zur Verfügung. In der Literatur werden Laborexperimente beschrieben, bei denen für geringe Transportentfernungen eine signifi-

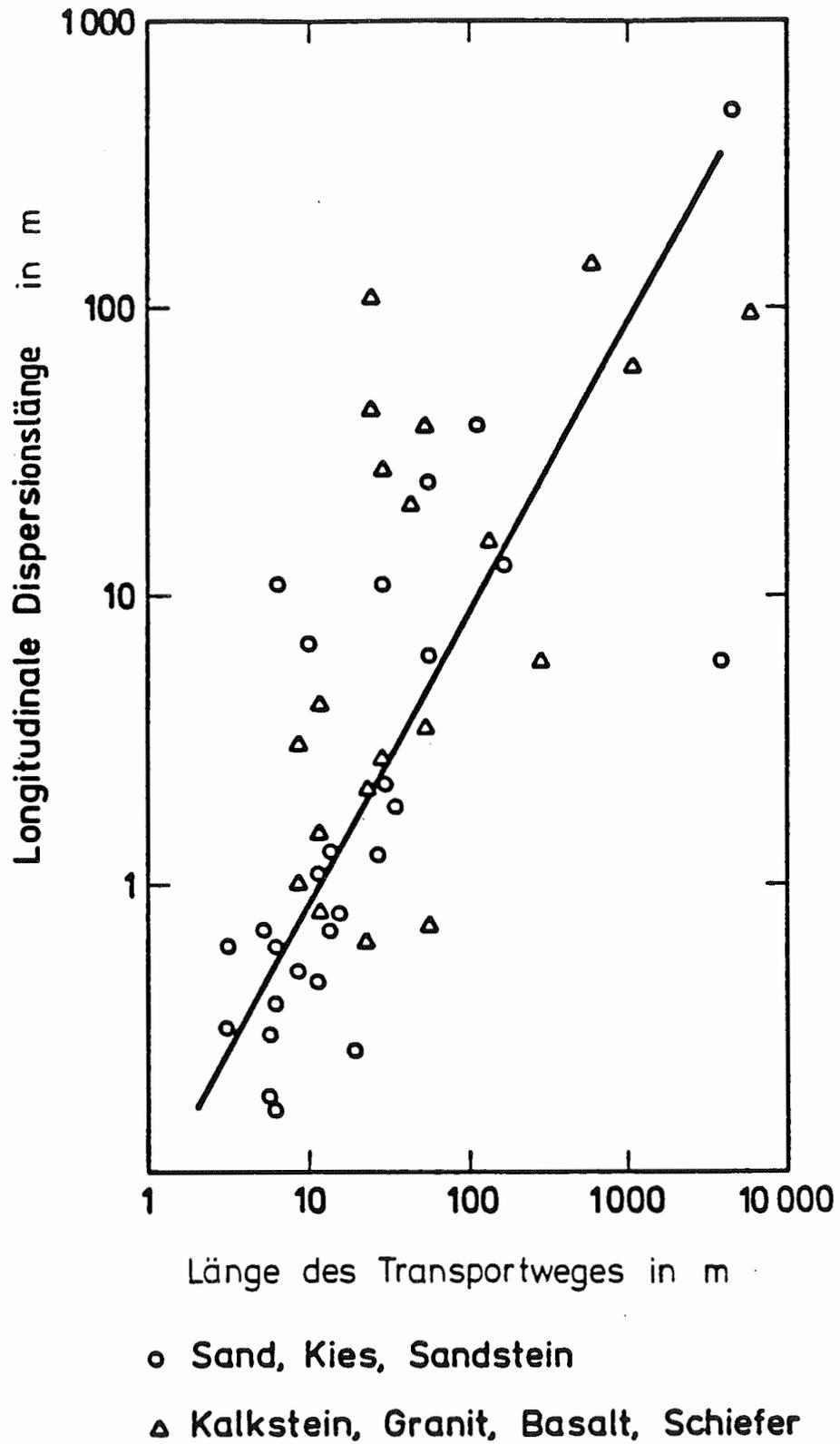


Abb. 7-6: Felddaten für die longitudinale Dispersivität /50/

kante Abhängigkeit der Dispersionslänge von den sedimentologischen Parametern des porösen Mediums (z.B. Lagerungsdichte, Korngröße) festgestellt wurde. In den Feldversuchen wirken sich vor allem Inhomogenitäten in der Struktur des Grundwasserleiters aus /50/. Dabei zeigt sich eine deutliche Abhängigkeit der longitudinalen Dispersionslänge von der Länge des Fließweges. In Abbildung 7-6 sind Dispersionslängen aus verschiedenen Feldversuchen über der Länge des Transportweges zusammengestellt.

In den Modellrechnungen für Szenario Ia wird eine konstante Dispersionslänge von 30 m verwendet. Im Vergleich zu Abbildung 7-6 ist ein eher geringer Wert gewählt worden, weil die dispersive Ausbreitung wesentlich durch die Wanderung in den ca. 400 m mächtigen Unterkreidetonen bestimmt ist.

Im Modell für Szenario Ib werden 200 m als Dispersionslänge angesetzt. Auch dieser Wert ist für eine Weglänge von ca. 30 km klein. Die Wahl einer geringen Dispersionslänge scheint angebracht, da für die dispersive Ausbreitung im Oxford nur eine begrenzte Querschnittsfläche zur Verfügung steht.

7.3.2.2 DISPERSION QUER ZUR STRÖMUNGSRICHTUNG

In Szenario Ia wird die Ausbreitung der Radionuklide hauptsächlich durch ihre Wanderung in den Unterkreidetonen bestimmt. Auf Grund der geringen Geschwindigkeit ist hier bereits das aus dem Endlager austretende Wasser über eine große Fläche verteilt (ca. 25 km²). Die Konzentrationen am Rand der Durchströmfläche werden durch transversale Dispersion abnehmen. Dieser Prozeß wirkt sich aber nur unwesentlich auf die Maximalkonzentrationen aus.

In Szenario Ib wird die Ausbreitung im Oxford modelliert. Diese Formation hat eine maximale horizontale Breite (senkrecht zur Strömungsrichtung) von ca. 6 km. Berücksichtigt man nur das Wasser, das aus dem Grubengebäude in das Oxford fließt, ergibt sich ein Ausbreitungsgebiet von 3 km Breite (siehe Unterkapitel 7.3.1.2). Die transversale Dispersion einer Quelle endlicher Breite kann analytisch berechnet werden. Voraussetzung dafür ist u.a. ein gleichförmiges Geschwindigkeitsfeld.

Für eine 3 km breite Quelle innerhalb einer Schicht von 6 km Breite ergibt sich nach ca. 30 km Entfernung praktisch eine ausgeglichene, fast konstante Verteilung innerhalb der Schicht. Den Ausgleich der Konzentrationsverteilungen mit der Entfernung zeigt Abbildung 7-7. Als transversale Dispersionslänge werden 20 m angesetzt. Das dargestellte Ergebnis entsteht durch Summation (Integration) über alle Elemente der Linienquelle unter Berücksichtigung der transversalen Dispersion. Die Integration führt zu üblichen, aus der Literatur bekannten Summen von Fehlerfunktionen. Hiermit wird gezeigt, daß die in der eindimensionalen Rechnung ermittelten Konzentrationen sich im wesentlichen gleichmäßig auf seitlich abgeschlossene Schichten verteilen, sofern die Abstände von der Quelle groß im Verhältnis zu den Schichtabmessungen sind.

Dispersion nach unten entgegen der aufwärtsgerichteten Grundwasserbewegung in den Doggertonen findet kaum statt. Nach oben in den Kimmeridge kann dispersive Ausbreitung erfolgen. Der senkrecht zur Schichtung gerichtete dispersive Transport wird vermutlich gering sein.

Die dargestellten Überlegungen zeigen, daß sich bei Berücksichtigung der transversalen Dispersion die Ergebnisse zur Nuklidausbreitung nicht um Größenordnungen ändern würden. Die Vernachlässigung der transversalen Dispersionsvorgänge ist daher gerechtfertigt.

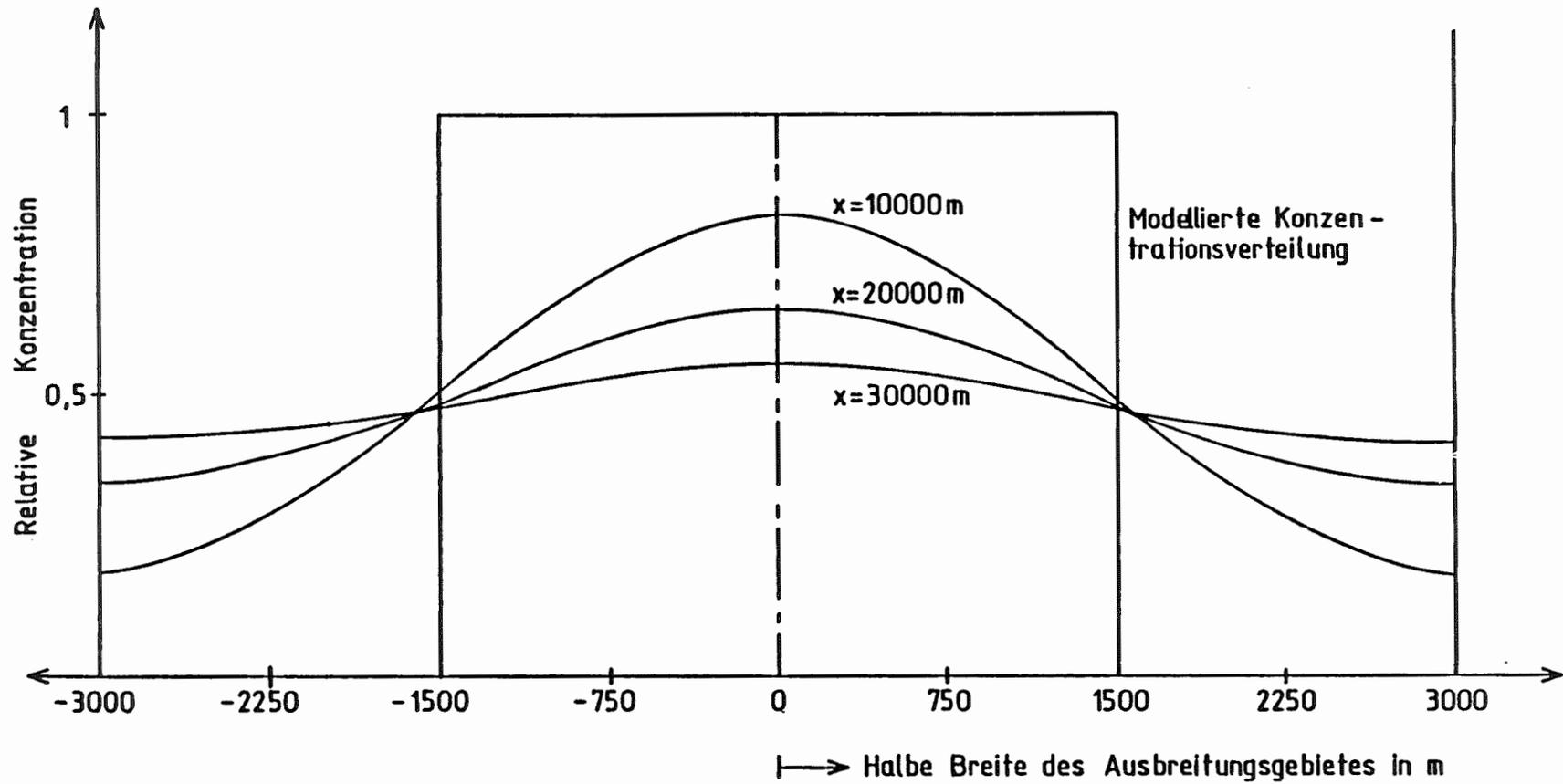


Abb. 7-7: Entfernungabhängigkeit der relativen Konzentration für die Ausbreitung einer 3 km breiten stationären Quelle in einem 6 km breiten Gebiet (x : Entfernung von der Quelle)

7.3.2.3 DIFFUSION

Unter Diffusion versteht man die ungeordnete Bewegung von Molekülen eines Tracers im Wasser, (Brown'sche Molekularbewegung). Die Menge von Molekülen eines Wasserinhaltsstoffes, die infolge Diffusion durch eine Fläche hindurchtreten kann, ist vom Konzentrationsgefälle abhängig und durch die molekulare Diffusionskonstante D_M gekennzeichnet. Die Diffusion wird meistens mit der Dispersion zusammengefaßt. Im eindimensionalen Fall gilt

$$\alpha_L \cdot u + D_M = D \quad (7-12)$$

- α_L : longitudinale Dispersionslänge
- u : Darcygeschwindigkeit
- D_M : molekularer Diffusionskoeffizient

als hydrodynamische Dispersion. Diffusionsvorgänge sind nur dann von Bedeutung, wenn die Geschwindigkeit des Grundwassers gering ist.

Zur Untersuchung der Diffusion sind Laborversuche an Festgesteinsproben aus dem Bereich der Eisenerzgrube KONRAD durchgeführt worden. Diese erbrachten keine ausreichende Datenbasis, um gesteins- und nuklidspezifische Diffusionskoeffizienten festzulegen. Es wurde daher aus den zur Verfügung stehenden Daten /51/ ein mittlerer Wert $D_M = 10^{-11} \text{m}^2/\text{s}$ ausgewählt und für alle Gesteine und Nuklide verwendet.

Vergleicht man D_M mit den in den Tabellen 7-1 bis 7-3 angegebenen Darcygeschwindigkeiten, wird deutlich, daß die Diffusion lediglich in den Tonsteinen die Radionuklidausbreitung dominieren kann. In den Unterkreidetonsteinen bei Szenario Ia ($\alpha_L = 30 \text{ m}$, $u = 1,3 \cdot 10^{-4} \text{ m/a}$)

beträgt der Anteil der Diffusion an der hydrodynamischen Dispersion weniger als 10 %. Für die Doggertone in Szenario Ic ist eine Darcygeschwindigkeit von ca. 10^{-5} m/a angegeben. Da bei einem Weg von ca. 100 m Länge die longitudinale Dispersionslänge nicht mehr als 10 m beträgt, wird der Nuklidtransport in den Doggertonen in erheblichem Maße durch die Diffusion beeinflusst.

Diffusion quer zur Strömungsrichtung wird in den eindimensionalen Modellen ebenso wie die transversale Dispersion nicht berechnet. Für die Sicherheitsanalyse werden Maximalkonzentrationen der Radionuklide im Wasser bei dem Eintritt in die Biosphäre betrachtet. Ähnlich wie bei der transversalen Dispersion ist es nicht wesentlich, ob an den Rändern eines gleichmäßig kontaminierten Gebietes durch Diffusion verminderte Konzentrationen vorliegen. Bei den gewählten Diffusionskoeffizienten ist es eine Frage der Zeit, ob sich durch Diffusion eine erhebliche Konzentrationsminderung bis in die Mitte eines Gebietes fortsetzen kann.

Abbildung 7-8 /22/ soll einen Eindruck vom Transport durch Diffusion vermitteln. Beginnend mit einem Konzentrationssprung von 1 auf 0 an einer Grenzfläche wird die Verteilung eines Tracers in Abhängigkeit von der Zeit und dem Diffusionskoeffizienten gezeigt. In der Nähe der Grenzfläche mit der konstanten relativen Konzentration von 1 liegt ebenfalls eine Konzentration nahe 1 vor. Danach erfolgt ein steiler Konzentrationsabfall.

Man kann diese Abbildung wie folgt interpretieren: Wenn in einem begrenzten Teil des Ausbreitungsgebietes über 10 000 Jahre nahezu dieselbe Konzentration vorliegt, z. B. auf dem Weg durch das Oxford,

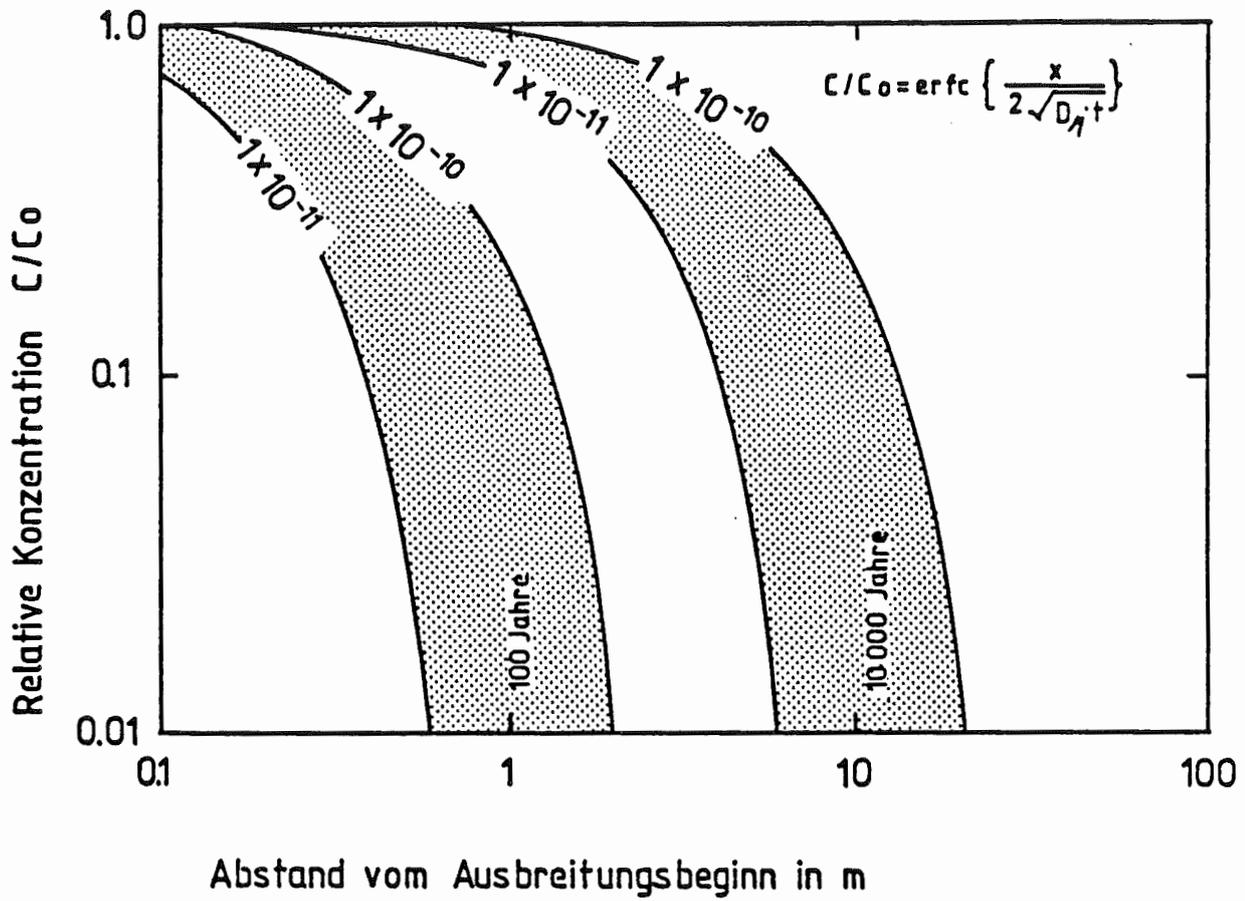


Abb. 7-8: Eindimensionale Diffusion, Ausbreitungsfrent eines Tracers 100 und 10 000 Jahre nach Beginn der Diffusion /22/

beträgt die Konzentration 8 m oberhalb im Kimmeridge nach diesen 10 000 Jahren nur noch 1 % bei $D_M = 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$. Vorausgesetzt werden muß, daß ausschließlich Diffusion in den Kimmeridge erfolgt (eindimensionale Diffusion) und anfangs die Radionuklidkonzentration im Kimmeridge 0 war. Selbst wenn man annimmt, daß das radioaktive Material sich in dem von 100 m Mächtigkeit auf 108 m erweiterten Bereich gleichmäßig verteilen würde, fände eine Konzentrationsminderung im Ausbreitungsgebiet um weniger als 10 % statt. Nach diesen Vorstellungen ist es möglich, Diffusion aus einem Ausbreitungsgebiet heraus zu vernachlässigen.

7.3.3 FESTLEGUNG VON SORPTIONSDATEN

Zur Berücksichtigung der Sorption müssen bei Ausbreitungsrechnungen mit dem Programm SWIFT K_d -Werte eingegeben werden. Programmintern werden daraus unter Einbeziehung der Gesteinsdichte und der Porosität Retardationsfaktoren bestimmt. Für die Gesteinsdichte wurde ein mittlerer Wert von $2\,600 \text{ kg/m}^3$ gewählt. Wie bereits in Unterkapitel 5.4 erläutert, ist bei der Ermittlung von Eingabedaten zur Sorption der Unterschied zwischen der gesamten, für die Nuklidrückhaltung relevanten Porosität des Gesteins und der zur Berechnung von Abstandsgeschwindigkeiten heranzuziehenden Porosität zu beachten. Weiterhin wird die Verringerung der Geschwindigkeit bei der Migration durch weniger durchlässige Schichten durch Vergrößerung der Retardation nachgebildet (siehe Unterkapitel 7.3.1.1) Es ergibt sich folgende Vorgehensweise:

- Auswahl eines K_d -wertes aus den Tabellen 5-10 bis 5-17
- Berechnung des Retardationsfaktors mit der in Tabelle 5-9 angegebenen Porosität für die Sorption

- Gegebenenfalls Multiplikation des Retardationsfaktors mit dem Faktor entsprechend dem Verhältnis aus der Fläche des Ausbreitungsgebietes und der Modellfläche (Abbildung 7-4)
- Berechnung des Eingabewertes K_d mit der jeweiligen Porosität im Modell (Abbildungen 7-4 und 7-5).

Bei der Auswahl eines K_d -Wertes für ein Radionuklid an einer bestimmten Stelle im Modell ist nicht nur der Gesteinstyp zu beachten, sondern auch die Konzentration, in der EDTA und das zugehörige Element vorliegen. Zur Verfügung stehen Sorptionsdaten in den Tabellen 5-10 bis 5-17 für die unterschiedlichen maximalen Elementkonzentrationen im Endlager und mit dem maximalen EDTA-Gehalt von 10^{-3} mol/l, sowie für eine Verdünnung um den Faktor 10 bzw. 100 für beides. Im folgenden wird die Auswahl der K_d -Werte für die relevanten Nuklide (siehe Unterkapitel 7.3.5) beschrieben.

Für die relevanten Spalt- und Aktivierungsprodukte sowie Np unterscheiden sich die K_d -Werte bei unterschiedlichen Element- und EDTA-Konzentrationen nicht. Eine Auswahl ist daher nicht notwendig.

Für die Uran-Isotope hängt die Sorption von der Elementkonzentration ab. Das Inventar des Urans im Endlager ist zum überwiegenden Teil durch U-238 bestimmt. Deshalb wird zur Ermittlung von Konzentrationsbereichen eine Ausbreitungsrechnung für U-238 mit den niedrigsten K_d -Werten durchgeführt. Hierzu wurde die maximale Konzentration in einem Block des Modells, unabhängig vom Zeitpunkt ihres Auftretens, bestimmt. Daß vor oder nach dieser Zeit in dem betrachteten Block kleinere Konzentrationen vorliegen können, wird vernachlässigt.

Die Ergebnisse für das Szenario Ia zeigen, daß die maximale Konzentration von U-238 in den Blöcken 1 bis 7 des Modells zwischen $3,1 \cdot 10^{-3}$ und $3,1 \cdot 10^{-4}$ mol/l liegt. In diesem Bereich werden die K_d -Werte beibehalten, die keine Verringerung der Uran-Konzentrationen beinhalten.

In den Modellblöcken 8 bis 30 beträgt die größte Konzentration von U-238 zwischen $3,1 \cdot 10^{-4}$ und $3,1 \cdot 10^{-5}$ mol/l. Hier können K_d -Werte für die Verdünnungsstufe 1/10 angesetzt werden. Der restliche Teil des Modells erhält K_d -Werte, die eine Verdünnung der Elementkonzentration auf 1/100 beinhalten, da die U-238-Konzentrationen unterhalb $3,1 \cdot 10^{-5}$ mol/l liegen. Auf dem größten Teil des Ausbreitungsweges wird also die Sorption bei der höchsten angegebenen Verdünnung berücksichtigt.

Für Thorium ist die Sorption von der EDTA-Konzentration abhängig. Da das Sorptionsverhalten von EDTA nicht im einzelnen bekannt ist, wird angenommen, daß die maximale EDTA-Konzentration längs des Ausbreitungsgebietes wie die Uran-Konzentration abnimmt. Für Thorium wird daher die gleiche Aufteilung der Verdünnungsstufen auf die Modellblöcke verwendet wie bei Uran.

Die restlichen relevanten Nuklide sind Zerfallsprodukte, die im radioaktiven Gleichgewicht mit ihren Müttern vorliegen. Ihr Konzentrationsmaximum am Ende des Ausbreitungsgebietes läßt sich unter Berücksichtigung der Sorption an diesem Ort nach folgender Gleichung berechnen:

$$C_T = C_M \cdot R_{f,M} / R_{f,T} \quad (7-13)$$

SCHICHT	BLOCK-NUMMER	LÄNGE in m	VERDÜNNUNG	K _d -WERT U in cm ³ /g	K _d -WERT Th in cm ³ /g
Oxford	1- 7	280	-	1,8	70
	8- 23	640	1/10	2,0	70
Kimmeridge	24- 30	140	1/10	1,9	50
	31- 32	20	1/100	2,6	750
Unterkreidetone	33- 72	400	1/100	20	1 000
Cenoman	73- 93	760	1/100	6	200
Turon	94-142	1 560	1/100	6	600

Tab. 7-4: Szenario Ia, K_d-Werte für Uran und Thorium in Abhängigkeit von der Element- und EDTA-Konzentration im Modell

SCHICHT	BLOCK-NUMMER	LÄNGE in m	VERDÜNNUNG	K _d -WERT U in cm ³ /g	K _d -WERT Th in cm ³ /g
Oxford	1- 23	6 900	1/10	2,0	70
	24-105	24 600	1/100	3,0	1 000
Kimmeridge	106-121	1 800	1/100	2,6	750

Tab. 7-5: Szenario Ib, K_d-Werte für Uran und Thorium in Abhängigkeit von der Element- und EDTA-Konzentration im Modell

C : Konzentration in Bq/l
R_f : Retardationsfaktor
Index M : Mutternuklid
Index T : Tochternuklid

Es ist daher nur der K_d-Wert am Ende des Ausbreitungsgebietes notwendig. Analog zum vorherigen Abschnitt wird der Wert für die Verdünnung auf 1/100 verwendet.

Bei Szenario Ib wird die Auswahl von Sorptionsdaten in gleicher Weise vorgenommen wie bei Szenario Ia. Im Modell für Szenario Ib wird ein Bereich ohne Verringerung der Element- bzw. EDTA-Konzentration nicht angenommen. Aufgrund der gewählten Blockeinteilung und zeitlichen Diskretisierung der Radionuklidfreisetzung ergibt sich bereits im ersten Element des Ausbreitungsmodells eine U-238-Konzentration unter $3,1 \cdot 10^{-4}$ mol/l. Einen Einfluß auf die Maximalkonzentrationen in der Biosphäre ist durch diese Vereinfachung nicht zu erwarten. Für die Blöcke 1 bis 23 werden K_d-Werte bei einer Verdünnung auf 1/10 angesetzt, danach bei einer Verdünnung auf 1/100.

Die Tabellen 7-4 und 7-5 zeigen ortsabhängige K_d-Werte für Uran und Thorium.

7.3.4 AUSBREITUNG IM QUARTÄR

Die Grundwasserbewegung im Quartär, d.h. im oberflächennahen Grundwasser, wurde nicht durch Stromlinien verfolgt. Einerseits ist das zugrundeliegende Grundwassermodell bezüglich des Quartärs zu wenig detailliert. Andererseits ist die Grundwasserbewegung im Quartär so

schnell, daß die zeitliche Diskretisierung bei der Berechnung der Stromlinien nicht fein genug vorgenommen werden konnte. Zur Berücksichtigung der Vorgänge im Quartär werden deshalb Abschätzungen verwendet. Es wird bestimmt, wieviel Wasser im Quartär oberhalb der Austrittsfläche des kontaminierten Tiefenwassers fließt. Unter der Annahme einer sofortigen völligen Vermischung ergeben sich Verdünnungsfaktoren für die aus den Ausbreitungsrechnungen resultierenden Radionuklidkonzentrationen.

7.3.4.1 QUARTÄRE GRUNDWASSERBEWEGUNG IM GEBIET GROSS GLEIDINGEN

Beim Szenario Ia erfolgt nach dem Radionuklidtransport durch die Unterkreidetone und die Plänerkalke der Oberkreide in der Nähe von Groß Gleidingen der Kontakt mit dem quartären Grundwasser (x=8, y=11 und y=12 im Grundwassermodell). Abbildung 7-9 zeigt für dieses Gebiet einen Ausschnitt aus dem Grundwasserhöhengleichenplan, in dem auch Einzelmeßwerte angegeben sind /11/. Die Grundwasserstände betragen in den Elementen x = 8, y=11 und y=12 zwischen 82,5 und etwas unter 75 m üNN.

In Abbildung 7-10 sind für dasselbe Gebiet die Mächtigkeiten des Quartärs dargestellt /11/. Unter dem südlichen Teil des Salzgitterzweigkanals ist eine quartäre Rinne ausgebildet. Sie verläuft ungefähr in süd-nördlicher Richtung, biegt dann nach Westen um und mündet in eine weitere quartäre Rinne unter dem Dummbruchgraben. In den Elementen x=8, y=11 und y=12 erreicht das Quartär eine Mächtigkeit bis zu 44 m. Es besteht dort im wesentlichen aus gut durchlässigen Kiesen und Sanden, für die eine Durchlässigkeit von 10^{-4} m/s angesetzt werden kann. Da teilweise schlechter leitender Schluff mit wechselnden Ton- und Feinsandgehalten ansteht, wird eine verringerte Durchlässigkeit von $5 \cdot 10^{-5}$ m/s angesetzt.

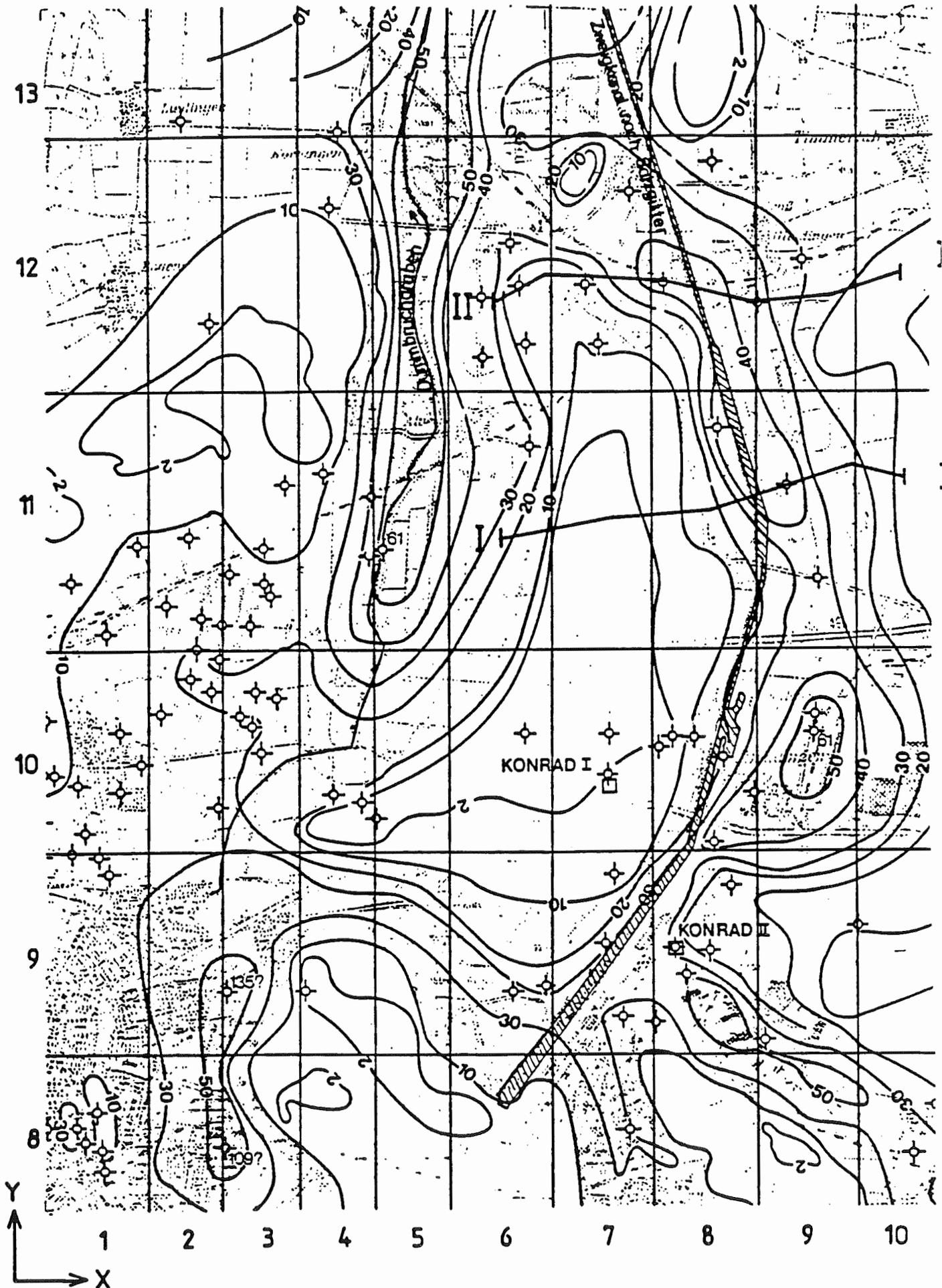
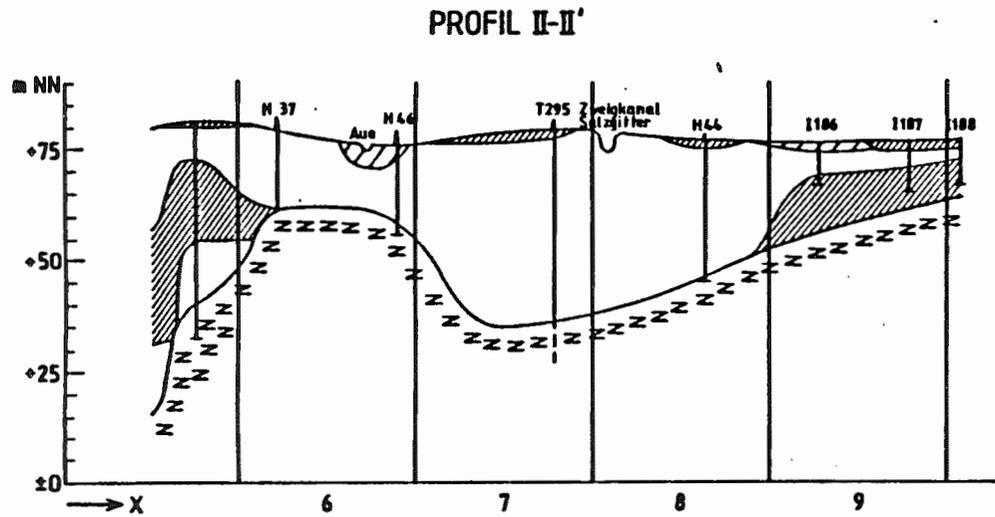


Abb. 7-10: Quartärmächtigkeiten /11/ in m ÜNN mit Lage der Profile M1:50000
in Abb. 7-11



Legende

Durchlässigkeiten
der Schichten

gut: glazifluviale Sande und Kiese

mittel: Schluffe mit wechselndem Ton- und Feinsandgehalt

schlecht: Geschiebemergel und Beckentone

Präquartär

H 148 Archivnummer der Bohrung

H Hydrologische Aufschlußbohrung

I Ingenieurgeologische Aufschlußbohrung

T Tiefbohrung

Lage der Schnitte siehe Abb. 7-10

0 500 1000m

Längenmaßstab (25-fach überhöht)

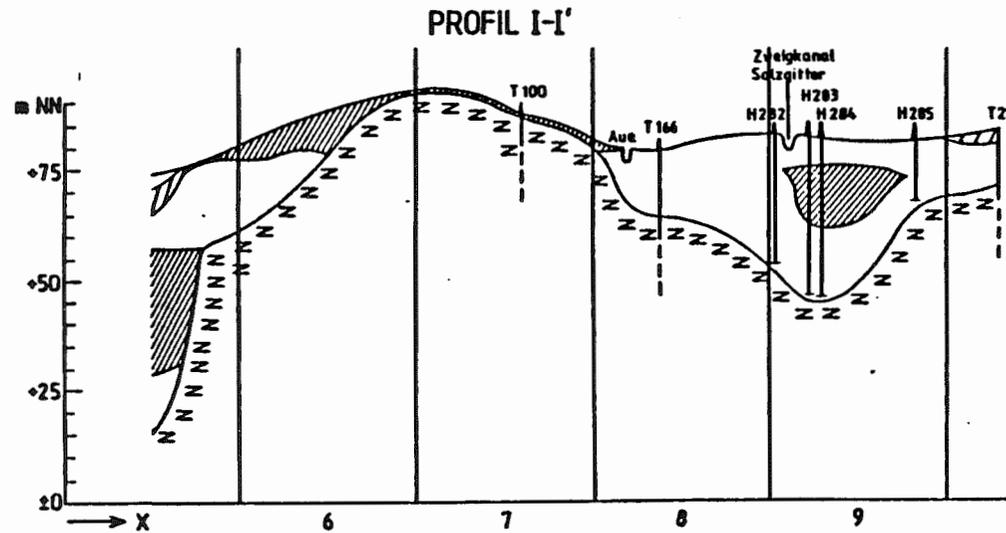


Abb. 7-11: Hydrologische Profile durch den quartären Grundwasserleiter

In dem Aufstiegsgebiet ist im wesentlichen eine von Süden nach Norden gerichtete Bewegung des oberflächennahen Grundwassers zu erwarten. Als hydraulisches Gefälle können zumindest 5 m auf 2 km Entfernung angenommen werden. Die mittlere Quartärmächtigkeit beträgt ca. 20 m. Um festzustellen, mit welcher Wassermenge sich das kontaminierte Tiefenwasser mischt, ist zu bestimmen, über welche Breite - senkrecht zur Bewegungsrichtung des quartären Grundwassers - der Kontakt stattfindet.

In Kapitel 7.3.1.1 ist für die Radionuklidausbreitung in den Plänerkalken eine durchströmte Fläche von ca. $1,6 \text{ km}^2$ ermittelt worden. Die Abbildungen zu den Stromlinien für den konvektiven Nuklidtransport entsprechend Szenario Ia (Abbildung 7-3 und 5-7) lassen darauf schließen, daß der durchströmte Querschnitt eine größere Ausdehnung in Nord-Süd-Richtung als in West-Ost-Richtung hat. Zur Berechnung des quartären Wasserstroms wird eine Breite von 500 m gewählt. Mit den genannten Daten ergibt sich quartäre Grundwasserstrom wie folgt:

$$Q = k_f \cdot I \cdot M \cdot B \quad (7-14)$$

- k_f : Durchlässigkeit in m/s
- I : hydraulisches Gefälle in m/m
- M : Quartärmächtigkeit in m
- B : Breite in m

$$Q = 39\,420 \text{ m}^3/\text{a}$$

Nach dieser Abschätzung würden sich $3\,200 \text{ m}^3/\text{a}$ kontaminiertes Tiefenwasser mit etwa der 10-fachen Wassermenge im Quartär vermischen.

Für die Radionuklidkonzentrationen, die mit dem eindimensionalen Modell für Szenario Ia berechnet werden, wird eine Verringerung um den Faktor 10 infolge der Verdünnung im oberflächennahen Grundwasser berücksichtigt.

7.3.4.2 QUARTÄRE GRUNDWASSERBEWEGUNG IN DER GEGEND VON CALBERLAH

In Szenario Ib gelangen Radionuklide aus der Endlagerformation nach einer kurzen Wanderung im Kimmeridge in der Gegend von Calberlah in das quartäre Grundwasser (Element x=13, y=26 im Grundwassermodell). Da für dieses Gebiet keine detaillierten Unterlagen mit großer Datendichte zur Verfügung standen wie für den Südteil des Untersuchungsgebietes, wurde entsprechend /52/ vorgegangen:

- Die Quartärbasis liegt in dem betrachteten Gebiet bei ca. 20 m üNN, der Grundwasserspiegel bei 54 m üNN. Das 34 m mächtige Quartär ist im unteren Bereich über 10 m sandig ausgebildet. Die darüberliegenden Sedimente sind Beckenschluffe bzw. Geschiebemergel.
- Der Grundwasserstrom erfolgt im wesentlichen von Südost nach Nordwest. Aus der Betrachtung der geologischen Verhältnisse ergibt sich für das Ausbreitungsgebiet der Radionuklide im Element x=13, y=26 des Grundwassermodells eine Breite von ca. 1 000 m quer zur Bewegung des oberflächennahen Grundwassers.
- Als Grundwassergefälle werden 5 m über 10 km Entfernung angegeben.
- Für die sandigen Sedimente wird eine Durchlässigkeit von 10^{-4} m/s, für die Schluffe und Geschiebemergel 10^{-6} m/s verwendet.

In Anlehnung an Gleichung (7-13) ergibt sich ein quartärer Grundwasserstrom von

$$Q = 16\ 000\ \text{m}^3/\text{a}$$

Bei der Modellierung für Szenario Ib wurden $1620\ \text{m}^3/\text{a}$ als Durchflußrate angesetzt. Infolge der obengenannten Angaben /52/ wurden die aus den Ausbreitungsrechnungen resultierenden Radionuklidkonzentrationen um einen Faktor 10 verringert.

7.3.5 AUSWAHL VON NUKLIDEN FÜR DIE AUSBREITUNGSRECHNUNGEN

Zur Ermittlung der für die Ausbreitung im Deckgebirge relevanten Radionuklide wird davon ausgegangen, daß das gesamte Inventar im Wasser in einem Resthohlraumvolumen von $739\ 000\ \text{m}^3$ gelöst ist. Die sich ergebenden Konzentrationen werden durch den radioaktiven Zerfall während des Transports verringert. Die sich daraus ergebende Strahlenexposition ist ein Maß für die Relevanz der Radionuklide bei der Ausbreitung im Deckgebirge. Sofern die Ergebnisse unterhalb $10^{-7}\ \text{Sv/a}$ ($0,01\ \text{mrem}$) liegen, werden die Nuklide als nicht relevant eingestuft. Bei der Berechnung der Strahlenexposition werden die Dosisfaktoren für Erwachsene nach der zukünftigen Strahlenschutzordnung (siehe Unterkapitel 6.9) verwendet. Für den konvektiven Transport wird eine Dauer von $300\ 000$ Jahren angesetzt. Er wird gegebenenfalls durch Sorption verzögert. Der Berechnung des Retardationsfaktors liegt für jedes Nuklid der kleinste in den Tabellen 5-10 bis 5-17 aufgeführte K_d -Wert zugrunde.

In Tabelle 7-6 sind die Berechnungen für die Spaltprodukte dargestellt. Als relevant erweisen sich Cl-36, Ca-41, Se-79, Tc-99, J-129 und JA-129.

Bei Abschätzungen für die Zerfallsreihen werden ebenfalls alle Radionuklide einzeln betrachtet, wobei zu ihrem jeweiligen Inventar das der Mutternuklide addiert wird. In Tabelle 7-7 sind die Berechnungen für die Zerfallsreihen dargestellt. Zu nennenswerten Strahlenexpositionen führen U-236, U-238 und U-235. Beginnend mit diesen Radionukliden werden die Zerfallsreihen in den Modellrechnungen untersucht. Da sich in früheren Untersuchungen Np-237 als relevantes Nuklid erwiesen hat /1/, werden auch dafür Modellrechnungen durchgeführt.

Erläuterung zu Tabellen 7-6 und 7-7

A	:	Aktivitätsinventar in Bq
V	:	Resthohlraumvolumen in l
h_E	:	Dosiskonversionsfaktor in (Sv/a)/(Bq/l)
R	:	Retardationsfaktor
T	:	Transportzeit in a
T_W	:	Laufzeit für das Wasser in a
$T_{1/2}$:	Halbwertszeit in a
Z	:	Zerfallsfaktor
S	:	Strahlenexposition nach Transportzeit T in Sv/a
A/V	:	Maximalkonzentration im Grubengebäude
T	=	$T_W \cdot R$
Z	=	$2^{-T/T_{1/2}}$
S	=	$(A/V) \cdot h_e \cdot Z$
V	=	7.39 E8 l
T_W	=	3.0 E5 a

Nuklid	A in Bq	A/V in Bq/l	h_E in (Sv/a)/(Bq/l)	R -	T in a	$T_{1/2}$ in a	Z -	S in Sv/a
C - 14	8.27E13	1.11E 5	5.9E-5	3.08	9.24E5	5.73E 3	~0	-
Cl- 36	1.09E11	1.48E 2	9.5E-6	1.0	3.0 E5	3.0 E 5	5.0E- 1	7.0E- 6
Ca- 41	1.52E12	2.06E 3	1.9E-6	1.0	3.0 E5	8.1 E 4	7.7E- 2	3.0E- 4
Co- 60	2.65E17	3.59E 8		3.08	9.24E5	5.3 E 0	~0	-
Ni- 59	4.45E14	6.02E 5	3.7E-7	8.28	2.48E6	8.0 E 4	4.7E-10	1.1E-10
Ni- 63	4.01E16	5.43E 7		8.28	2.48E6	9.2 E 1	~0	-
Se- 79	1.20E11	1.62E 2	7.1E-5	2.04	6.12E5	6.5 E 4	1.5E- 3	1.7E- 5
Rb- 87	7.00E 4	9.47E-5	6.6E-5	11.4	3.42E6	4.7 E10	1.0	6.3E- 9
Sr- 90	5.23E16	7.08E 7	2.2E-4	1.0	3.0 E5	2.91E 1	~0	-
Zr- 93	1.00E12	1.35E 3	3.7E-6	729.0	2.19E8	1.53E 6	~0	-
Nb- 94	4.50E 9	6.09	4.6E-6	0.000 1	3.12E9	2.03E 4	~0	-
Mo- 93	4.40E 7	6.00E-2	1.0E-6	3.08	9.24E5	3.5 E 3	~0	-
Tc- 99	2.64E13	3.57E 4	6.5E-6	1.0	3.0 E5	2.13E 5	3.8E- 1	8.8E- 2
Pd-107	1.27E 7	1.72E 2	8.2E-7	3.08	9.24E5	6.5 E 6	9.1E- 1	1.3E- 8
Sn-126	3.56E11	4.81E 2	3.6E-4	7.24	2.17E6	1.0 E 5	2.9E- 7	5.0E- 8
J -129	1.54E11	2.08E 2	7.3E-4	1.0	3.0 E5	1.57E 7	9.9E- 1	1.5E- 1
JA-129	2.50E13	3.38E 4	7.3E-4	1.0	3.0 E5	1.57E 7	9.9E- 1	2.4E 1
Cs-135	3.75E11	5.07E 2	6.9E-5	313.0	9.39E7	2.3 E 6	5.1E-13	1.8E-14
Cs-137	1.09E17	1.47E 8	3.7E-4	313.0	9.39E7	3.0 E 1	~0	-
Sm-151	7.40E12	1.00E 4		7.24	2.17E6	9.01E 1	~0	-
Eu-154	4.20E15	5.68E 6		7.24	2.17E6	8.5 E 0	~0	-

Tab. 7-6: Ermittlung von Spalt- und Aktivierungsprodukten, für die Ausbreitungsrechnungen durchgeführt werden

Nuklid	A in Bq	A/V in Bq/l	h_E in (Sv/a)/(Bq/l)	R -	T in a	$T_{1/2}$ in a	Z -	S in Sv/a
Cm-248	4.80E 5	6.5E-4	5.2E-3	5201	1.56E9	3.39E 5	~0	-
Pu-244	1.99E 3	2.7E-6	2.2E-4	5201	1.56E9	8.27E 7	2.10E-6	1.2E-15
Cm-244	2.20E15	3.0E-6		5201	1.56E9	1.81E 1	~0	-
Pu-240	2.08E15	2.8E 6	2.4E-4	5201	1.56E9	6.54E 3	~0	-
U -236	9.94E11	1.3E 3	3.6E-4	19.1	5.75E6	2.34E 7	8.40E-1	1.9E- 1
U -232	3.55E 5	4.8E-4		19.1	5.75E6	7.2 E 1	~0	-
Cm-245	7.00E11	9.5E 1	1.4E-3	5201	1.56E9	8.51E 3	~0	-
Pu-241	2.00E17	2.7E 8		5201	1.56E9	1.44E 1	~0	-
Am-241	7.34E15	9.9E 6	1.4E-3	5201	1.56E9	4.33E 2	~0	-
Np-237	3.17E11	4.3E 2	2.2E-3	313	9.39E7	2.14E 6	6.18E-14	5.9E-14
Cm-246	2.60E10	3.5E 1		5201	1.56E9	4.73E 3	~0	-
Pu-242	4.44E12	6.0E 3	2.2E-4	5201	1.56E9	3.87E 5	~0	-
Am-242	1.12E16	1.5E 7		5201	1.56E9	1.52E 2	~0	-
U -238	6.69E12	9.1E 3	3.4E-4	19.1	5.75E6	4.45E 9	1	3.1
Pu-238	1.33E16	1.8E 7		5201	1.56E9	8.78E 1	~0	-
Cm-247	1.10E 5	1.5E-4	1.3E-3	5201	1.56E7	1.56E 7	7.00E-31	-
Am-243	9.58E 8	1.3	1.4E-3	5201	1.56E9	7.39E 3	~0	-
Pu-239	1.34E15	1.8E 6	2.4E-4	5201	1.56E9	2.41E 4	~0	-
U -235	2.42E12	3.3E 3	3.6E-4	19.1	5.75E6	7.04E 8	9.90E-1	1.2

Tab. 7-7: Ermittlung von Aktiniden, mit denen die Berechnung der Zerfallsreihe in den Modellen beginnt

7.4 ERGEBNISSE DER BERECHNUNGEN

Auf der Basis der Modellansätze und Eingangsdaten, die in den vorausgehenden Unterkapiteln dargestellt sind, wurden Rechnungen für die Szenarien der Gruppe I durchgeführt. Die Berechnung der Aktivitätsfreisetzung aus dem Grubengebäude erfolgt mit dem Programm EMOS2. Die Ausbreitung der freigesetzten Aktivität durch die verschiedenen Deckgebirgsschichten wird eindimensional mit dem Programm SWIFT berechnet. Auf der Basis der Allgemeinen Berechnungsgrundlage ergibt sich die resultierende Strahlenbelastung aus den maximal auftretenden Konzentrationen im quartären Grundwasser durch Multiplikation mit den entsprechenden Dosiskonversionsfaktoren.

Die drei Szenarien der Gruppe I (siehe Kapitel 3) unterscheiden sich im Hinblick auf die Berechnung der Aktivitätsfreisetzung aus dem Grubengebäude lediglich in der Durchströmungsrate des Lagerbereichs. In Szenario Ia, in dem eine Ausbreitung der freigesetzten Aktivität durch die Unterkreidetone betrachtet wird, beträgt die Durchströmungsrate $3200 \text{ m}^3/\text{a}$ (siehe Tabelle 4-1). Bei einer Nuklid Ausbreitung durch das Oxford bzw. durch die Doggertone und den Cornbrash in den Szenarien Ib bzw. Ic ist die Durchströmungsrate des Grubengebäudes gleich groß und beträgt $1620 \text{ m}^3/\text{a}$. Die Vorgänge in dem Modellvolumen und die Aktivitätsfreisetzung aus dem Grubengebäude unterscheiden sich also bei diesen beiden Szenarien nicht. In Unterkapitel 7.4.1 wird stellvertretend von Szenario Ib gesprochen, wenn Szenario Ib und Ic gemeint sind.

In den Rechnungen zum Grubengebäude werden entsprechend der Mobilisierung und der Vorgänge im Modellvolumen Zeitverläufe der nuklidspezifischen Aktivitätsfreisetzung sowie die insgesamt über 10 Millionen Jahren freigesetzte Aktivität der betrachteten Nuklide ermittelt. Aus diesen Ergebnissen lassen sich mittlere Freisetzungsraten für ausgewählte Zeitbereiche berechnen.

Die mittleren Freisetzungsraten bilden in Form eines Quellterms den Ausgangspunkt der Rechnungen zum Deckgebirge. Die Ausbreitung der Nuklidkonzentrationen entlang der ausgewählten Wege wird für die Szenarien Ia und Ib unter Berücksichtigung der Sorption, der Diffusion und der Dispersion in einem eindimensionalen Modell berechnet. Die Nuklidausbreitung bei Szenario Ic wird mit Hilfe einer analytischen Abschätzung der Wanderung der Nuklide durch die Doggertone ermittelt. Als wichtigstes Ergebnis der Rechnungen zum Deckgebirge erhält man die maximalen nuklidspezifischen Aktivitätskonzentrationen im quartären Grundwasser und die Zeitpunkte ihres Auftretens.

Zur Ermittlung der radiologischen Konsequenzen der Szenarien wird für jedes relevante Nuklid der Zeitpunkt betrachtet, zu dem seine Konzentration im quartären Grundwasser maximal ist. Dieses kontaminierte Wasser führt über die verschiedenen Expositionspfade zu der Strahlenbelastung des Menschen, die mittels der verschiedenen Umrechnungsfaktoren aus Kapitel 6 berechnet wird.

7.4.1 ERGEBNISSE ZUM GRUBENGEBÄUDE

Hauptergebnisse der Rechnungen zum Grubengebäude sind die nuklidspezifischen Aktivitätsmengen, die aus dem Grubengebäude freigesetzt werden, sowie die Zeitverläufe dieser Freisetzungen. Daneben werden Zeitpunkte und Größe der maximalen gelösten Nuklidkonzentrationen im Grubengebäude ermittelt und die Bedeutung der Ausfällung und der Sorption dargestellt. Schließlich werden die Ergebnisse einzelner Parametervariationen zusammengestellt.

Die insgesamt freigesetzten Aktivitätsmengen werden in Unterkapitel 7.4.1.1 für alle 49 gerechneten Nuklide angegeben. Zur Darstellung der weiteren Ergebnisse genügt es, etwa die Hälfte der gerechneten Nuklide zu betrachten. 6 Spalt- bzw. Aktivierungsprodukte brauchen nicht diskutiert zu werden, da ihre Halbwertszeiten kleiner als 100 Jahre sind.

Von den Nukliden in den Zerfallsreihen, die keinen wesentlichen Aufbau aus dem Zerfall von Mutternukliden erfahren, werden diejenigen nicht weiter erläutert, deren Halbwertszeiten unter 10 000 Jahren liegen, sowie diejenigen, deren Konzentrationen schon im Grubengebäude radiologisch unbedeutend sind.

Bei der Betrachtung des Grubengebäudes unterscheiden sich die beiden Szenarien Ia und Ib lediglich in der Durchströmungsrate. Die Ergebnisse sind daher qualitativ ähnlich, so daß es meist genügt, sie am Beispiel eines Szenarios zu veranschaulichen. In diesen Fällen wird das Szenario Ib betrachtet, da es zu den größeren radiologischen Konsequenzen führt (siehe Unterkapitel 7.4.3). Der Einfluß der Durchströmungsrate wird im Rahmen der einer Parametervariationen untersucht (siehe Unterkapitel 7.4.1.5).

Im Hinblick auf die langen Freisetzungsdauern und Transportzeiten durch das Deckgebirge insbesondere für einige Aktiniden wird in den Freisetzungsberechnungen eine Zeitspanne von 10 Millionen Jahren betrachtet. Für die Durchrechnung des Szenarios Ia sind bei diesem Zeitrahmen knapp 10 000 Zeitschritte erforderlich. Eine Rechnung zu Szenario Ib benötigt demgegenüber etwa 5 700 Zeitschritte. Das liegt daran, daß die kleinere Durchströmungsrate in Szenario Ib eine etwa doppelt so große maximale Zeitschrittweite zuläßt. Die benötigte Rechenzeit beträgt je nach Szenario und Umfang der gewünschten Ausgabe auf einer VAX 11/750 zwischen 5 und 20 Minuten.

Die Genauigkeit der Rechnungen wird durch eine entsprechende Zeitschrittsteuerung sichergestellt (siehe Unterkapitel 7.2.3). Der Fehler bei den Mobilisierungsmodellen liegt im Promillebereich, d.h. einige

Promille des eingelagerten Inventars werden aufgrund von Diskretisierungsfehlern nicht mobilisiert. Die Genauigkeit der Freisetzungsberechnungen als Ganzes wurde mittels entsprechender Variationen der Zeitschrittsteuergrößen geprüft. Abweichungen liegen im Prozentbereich.

7.4.1.1 FREISETZUNGSMENGEN

Die Aktivität $A_{F,i}$ des i -ten Nuklides, die aus dem Grubengebäude freigesetzt wird, ergibt sich durch Integration der entsprechenden Freisetzungsrates $\dot{F}_i(t)$ (siehe Gleichung (7-10)).

$$A_{F,i} = \int_0^{\infty} \dot{F}_i(t) dt \quad (7-15)$$

In den Modellrechnungen wird die Integration bis 10 Millionen Jahre durchgeführt. Dies ist zur Bestimmung der freigesetzten Aktivität ausreichend, da zu diesem Zeitpunkt die Freisetzungsraten auf unbedeutende Werte abgesunken sind. Bezieht man die freigesetzte auf die insgesamt eingelagerte Aktivität, so erhält man die relative Freisetzung. Die Ergebnisse sind für die beiden Szenarien und für die 49 betrachteten Radionuklide in Tabelle 7-8 zusammengestellt.

Man entnimmt der Tabelle, daß die eingelagerte Aktivität etlicher Nuklide, darunter Tc-99, J-129, JA-129, Th-232, U-238 und U-235, bei beiden Szenarien vollständig freigesetzt wird. Bei Radionukliden in Zerfallsreihen kann die freigesetzte die eingelagerte Aktivität zum Teil sogar beträchtlich übersteigen, wenn ein entsprechender Aktivitätsaufbau durch den Zerfall der Mutternuklide im Grubengebäude stattfindet.

Die relative Freisetzung in Szenario Ia ist größer oder gleich der in Szenario Ib. Das liegt an der etwa doppelt so großen Durchströmungsrate

	NUKLID	EINGELAGERTE AKTIVITÄT	FREIGESETZTE AKTIVITÄT			
			SZENARIO Ia		SZENARIO Ib	
			ABSOLUT	RELATIV IN %	ABSOLUT	RELATIV IN %
SPALT- UND AKTIVIERUNGS- PRODUKTE	C - 14	8.268 E13	6.441 E+13	78	5.303 E+13	64
	C1- 36	1.085 E11	1.084 E+11	100	1.083 E+11	100
	Ca- 41	1.516 E11	1.513 E+11	100	1.510 E+11	100
	Co- 60	2.648 E17	1.690 E+15	1	8.630 E+14	1
	Ni- 59	4.446 E14	4.401 E+14	99	4.358 E+14	98
	Ni- 63	4.011 E16	3.576 E+15	9	1.905 E+15	5
	Se- 79	1.200 E11	1.195 E+11	100	1.191 E+11	99
	Rb- 87	7.000 E04	7.000 E+04	100	7.000 E+04	100
	Sr- 90	5.228 E16	6.935 E+15	13	3.801 E+15	7
	Zr- 93	1.003 E12	9.143 E+11	91	8.419 E+11	84
	Mo- 93	4.400 E07	4.029 E+07	92	3.738 E+07	85
	Nb- 94	4.496 E09	1.212 E+08	3	6.223 E+07	1
	Tc- 99	2.640 E13	2.635 E+13	100	2.629 E+13	100
	Pd-107	1.270 E07	1.269 E+07	100	1.269 E+07	100
	Sn-126	3.562 E11	3.540 E+11	99	3.520 E+11	99
	J -129	1.542 E11	1.541 E+11	100	1.541 E+11	100
	JA-129	2.500 E13	2.500 E+13	100	2.500 E+13	100
	Cs-135	3.751 E11	3.714 E+11	99	3.680 E+11	98
	Cs-137	1.094 E17	1.394 E+14	< 1	7.063 E+13	< 1
	Sm-147	0.000 E00	0.000 E+00	-	0.000 E+00	-
Sm-151	7.400 E12	8.279 E+11	11	4.478 E+11	6	
Eu-154	4.199 E15	2.200 E+13	1	1.122 E+13	< 1	
THORIUM- ZERFALLSREIHE	Cm-248	4.800 E05	2.294 E+05	48	1.521 E+05	32
	Pu-244	2.498 E01	1.049 E+03	> 100	1.359 E+03	> 100
	Cm-244	2.200 E15	4.749 E+09	< 1	2.404 E+09	< 1
	Pu-240	2.076 E15	3.570 E+13	2	1.817 E+13	1
	U -236	4.299 E11	1.001 E+12	> 100	1.006 E+12	> 100
	Th-232	2.294 E11	2.294 E+11	100	2.294 E+11	100
	U -232	3.548 E05	2.730 E+03	1	1.390 E+03	< 1
NEPTUNIUM- ZERFALLSREIHE	Cm-245	7.000 E10	1.559 E+09	2	7.963 E+08	1
	Pu-241	1.996 E17	5.033 E+11	< 1	2.548 E+11	< 1
	Am-241	6.959 E14	5.923 E+12	1	3.003 E+12	< 1
	Np-237	1.761 E11	1.621 E+12	> 100	1.585 E+12	> 100
	U -233	4.400 E07	5.100 E+11	> 100	9.507 E+11	> 100
Th-229	0.000 E00	6.686 E+09	-	1.243 E+10	-	
URAN-RADIUM- ZERFALLSREIHE	Cm-246	2.600 E10	3.200 E+08	1	1.623 E+08	1
	Pu-242	4.405 E12	2.250 E+12	51	1.525 E+12	35
	Am-242	1.734 E08	5.223 E+04	< 1	2.645 E+04	< 1
	U -238	6.695 E12	6.695 E+12	100	6.695 E+12	100
	Pu-238	1.333 E16	7.687 E+11	< 1	3.892 E+11	< 1
	U -234	8.440 E11	5.654 E+12	> 100	5.678 E+12	> 100
	Th-230	6.060 E10	7.506 E+10	> 100	7.091 E+10	> 100
	Ra-226	1.380 E11	1.115 E+13	> 100	1.537 E+13	> 100
Pb-210	7.000 E10	2.526 E+13	> 100	3.544 E+13	> 100	
URAN-ACTINIUM- ZERFALLSREIHE	Cm-247	1.100 E05	1.074 E+05	98	1.051 E+05	96
	Am-243	9.579 E08	1.894 E+07	2	9.706 E+06	1
	Pu-239	1.344 E15	8.211 E+13	6	4.294 E+13	3
	U -235	1.969 E11	2.401 E+11	> 100	2.414 E+11	> 100
	Pa-231	1.691 E10	2.634 E+09	16	2.326 E+09	14
Ac-227	1.691 E10	8.711 E+10	> 100	7.698 E+10	> 100	

Tab. 7-8: Eingelagerte und freigesetzte Aktivität in Bq

im Endlagerbereich bei Szenario Ia (siehe Tabelle 4-1). Dadurch wird die Freisetzung beschleunigt, so daß der Zerfall der Nuklide im Grubengebäude vor der Freisetzung geringere Bedeutung hat.

In diesem und den folgenden Abschnitten werden die Unterschiede in den relativen Freisetzungen der Nuklide für Szenario Ib im einzelnen diskutiert. Die Interpretation der relativen Freisetzung für die Spalt- und Aktivierungsprodukte ist möglich, indem man die Verzögerung der Freisetzung durch die Sorption zusammen mit dem Zerfall während der Freisetzungsdauer betrachtet. In Unterkapitel 7.4.1 wurde bereits festgestellt, daß die Freisetzung der Spalt- und Aktivierungsprodukte, deren Halbwertszeit unter 100 Jahre liegt, nicht betrachtet zu werden braucht.

Die Halbwertszeit der verbleibenden 15 Spalt- und Aktivierungsprodukte beträgt mindestens 3500 Jahre. Der Zerfall während der elementspezifischen Mobilisierungsdauern ist demnach bei der Abschätzung der relativen Freisetzung vernachlässigbar, so daß man von einer instantanen Mobilisierung ausgehen kann. Die Abnahme des Aktivitätsinventars wird dann durch die Gleichung (7-11) beschrieben, wobei der erste und der dritte Summand der rechten Seite identisch 0 sind.

Weiterhin ist zu berücksichtigen, daß Löslichkeitsgrenzen von Spalt- und Aktivierungsprodukten nicht erreicht werden (siehe Unterkapitel 7.4.1.4). Demzufolge wird der gelöste Anteil eines Nuklides zeitunabhängig durch Gleichung (7-9) beschrieben, so daß die Freisetzungsraten dem Aktivitätsinventar proportional ist (siehe Gleichung (7-10)).

Für diesen Fall ergibt sich als Lösung der Gleichung (7-11) der Zeitverlauf des Aktivitätsinventars $A_{M,i}(t)$ des i -ten Nuklides in dem Modellvolumen zu

$$A_{M,i}(t) = A_i(0) \cdot e^{-(\lambda_i + \mu_i) \cdot t} \quad (7-16)$$

mit

$A_i(0)$: Eingelagerte Aktivität des i-ten Nuklides

λ_i : Zerfallskonstante des i-ten Nuklides

und

$$\mu_i = \frac{S_L}{V_L} \cdot a_{L,e(i)} \quad (7-17)$$

mit

S_L , V_L und $a_{L,e(i)}$ wie in Gleichung (7-10).

Setzt man die Gleichungen (7-16) und (7-10) in Gleichung (7-15) ein, so erhält man das Ergebnis

$$A_{F,i} = \frac{\mu_i}{\mu_i + \lambda_i} \cdot A_i(0) \quad (7-18)$$

Die relative Freisetzung wird also durch das Verhältnis der Freisetzungskonstante μ_i zu der Summe aus λ_i und der Zerfallskonstante λ_i bestimmt. Kann die Zerfallskonstante gegenüber der Freisetzungskonstante vernachlässigt werden, ist also die Halbwertszeit groß gegen die Freisetzungsdauer, beträgt die relative Freisetzung 100 %. Je mehr

die Zerfallskonstante ins Gewicht fällt, desto mehr wird die relative Freisetzung infolge des Zerfalls während der Freisetzung reduziert. Durch diese Abschätzung wird die Güte der numerischen Rechnung bestätigt (siehe Tabelle 7-9).

Die Argumentation zur Begründung der relativen Freisetzungen der Spalt- und Aktivierungsprodukte läßt sich nur zum Teil auf die Nuklide in den Zerfallsreihen übertragen. Zunächst macht der Bezug der freigesetzten auf die eingelagerte Aktivität bei Nukliden, deren Inventar einen merklichen Aufbau erfährt, keinen Sinn. Zum zweiten kann der Zerfall während der für die Aktiniden längeren Mobilisierungsdauern für Nuklide mit Halbwertszeiten unter 500 Jahren nicht vernachlässigt werden. Schließlich erreicht Thorium seine Löslichkeitsgrenze (siehe Unterkapitel 7.4.1.4), so daß der gelöste Anteil der Thorium-Nuklide zeitabhängig ist.

Gleichwohl liefert die Abschätzung für 9 Nuklide in den Zerfallsreihen, insbesondere für das radiologisch bedeutsame U-238, die Begründung für die Größe der relativen Freisetzung. Die Abschätzung läßt sich auch für Th-232 mit Erfolg durchführen, da der Zeitverlauf der Freisetzung für die Freisetzungsmenge ohne Bedeutung ist und die Halbwertszeit groß gegen die Freisetzungsdauer ist. Die relative Freisetzung der anderen Nuklide in den Zerfallsreihen ist entweder wegen ihrer kurzen Halbwertszeit oder wegen ihres Aufbaus aus Mutternukliden ohne Bedeutung. Die Abschätzungen bzw. Überlegungen zu den Nukliden in den Zerfallsreihen sind in Tabelle 7-10 für Szenario Ib zusammengefaßt.

Die vorstehende Diskussion der relativen Freisetzung läßt sich direkt auf die Verhältnisse bei Szenario Ia übertragen.

NUKLID	RELATIVE FREISETZUNG in %	K _d -WERT in l/kg	μ_j in a ⁻¹	λ_j in a ⁻¹	$\frac{\mu_j}{\mu_j + \lambda_j}$ *) in %
C - 14	64	2	2.135E-4	1.209E-4	64
Cl- 36	100	0	2.192E-3	2.310E-6	100
Ca- 41	100	0	2.192E-3	8.557E-6	100
Ni- 59	98	0,9	4.239E-4	8.664E-6	98
Se- 79	99	0,1	1.498E-3	1.066E-5	99
Rb- 87	100	1	3.890E-4	1.475E-11	100
Zr- 93	84	200	2.362E-6	4.527E-7	84
Mo- 93	85	0,2	1.138E-3	1.980E-4	85
Nb- 94	1	1 000	4.729E-7	3.413E-5	1
Tc- 99	100	0,4	7.681E-4	3.251E-6	100
Pd-107	100	0,2	1.138E-3	1.066E-7	100
Sn-126	99	0,6	5.798E-4	6.925E-6	99
J -129	100	0	2.192E-3	4.412E-8	100
JA-129	100	0	2.192E-3	4.412E-8	100
Cs-135	98	30	1.565E-5	3.012E-7	98

*) Abgeschätzte relative Freisetzung

Tab. 7-9: Analyse der relativen Freisetzung der Spaltprodukte bei Szenario Ib

	NUKLID	RELATIVE FREISETZUNG in %	K _d -WERT in l/kg	μ_i in a ⁻¹	λ_i in a ⁻¹	$\frac{\mu_i}{\mu_i + \lambda_i}$ *) in %
THORIUM- ZERFALLSREIHE	Cm-248	32	500	9.456 E-7	2.043 E-06	32
	Pu-244	Anmerkung (1)				
	Cm-244	Anmerkung (2)				
	Pu-240	1	500	9.456 E-7	1.060 E-04	1
	U -236	Anmerkung (1)				
	Th-232	100	200	2.362 E-6	4.930 E-11	100
	U -232	Anmerkung (2)				
NEPTUNIUM- ZERFALLSREIHE	Cm-245	1	500	9.456 E-7	8.150 E-5	1
	Pu-241	Anmerkung (2)				
	Am-241	Anmerkung (2)				
	Np-237	Anmerkung (1)				
	U -233	Anmerkung (1)				
	Th-229	Anmerkung (1)				
URAN-RADIUM- ZERFALLSREIHE	Cm-246	1	500	9.456 E-7	1.464 E-04	1
	Pu-242	35	500	9.456 E-7	1.790 E-06	35
	Am-242	Anmerkung (2)				
	U -238	100	8	5.757 E-5	1.550 E-10	100
	Pu-238	Anmerkung (2)				
	U -234	Anmerkung (1)				
	Th-230	Anmerkung (1)				
	Ra-226	Anmerkung (1)				
Pb-210	Anmerkung (1)					
URAN-ACTINIUM- ZERFALLSREIHE	Cm-247	96	500	9.456 E-7	4.440 E-08	96
	Am-243	1	500	9.456 E-7	9.386 E-5	1
	Pu-239	3	500	9.456 E-7	2.879 E-5	3
	U -235	Anmerkung (1)				
	Pa-231	Anmerkung (1)				
	Ac-227	Anmerkung (1)				

Anmerkung (1): Das Nuklid erfährt einen merklichen Aufbau durch den Zerfall der Mutter; der Bezug der freigesetzten auf die eingelagerte Aktivität ist daher nicht sinnvoll.

Anmerkung (2): Die relative Freisetzung dieses Nuklids ist wegen seiner kurzen Halbwertszeit ohne Bedeutung.

*) Abgeschätzte relative Freisetzung

Tab. 7-10: Analyse der relativen Freisetzung in den Zerfallsreihen bei Szenario Ib

7.4.1.2 MAXIMALE NUKLIDKONZENTRATIONEN

Die Mobilisierung der Radionuklide aus den Abfallgebänden führt zu einem Anstieg der Aktivitätskonzentration in dem Modellvolumen. Gleichzeitig wird ein Teil der mobilisierten Nuklide infolge der Durchströmung des Modellvolumens aus dem Grubengebäude transportiert. Die Bilanz für die aktuelle Aktivität eines Nuklides in dem Modellvolumen unter Berücksichtigung des Zerfalls ist in Gleichung (7-11) gegeben. Aus der aktuellen Aktivität ergibt sich die aktuell gelöste Aktivitätskonzentration $C_{L,i}(t)$ in dem Modellvolumen zu

$$C_{L,i}(t) = \frac{a_{L,e(i)}(t) \cdot A_{M,i}(t)}{V_L} \quad (7-19)$$

mit

$a_{L,e(i)}(t)$: Aktueller gelöster Anteil des zum i-ten Nuklid gehörenden Elementes

$A_{M,i}(t)$: Aktuelle Aktivität des i-ten Nuklides in dem Modellvolumen

V_L : Lösungsvolumen in dem Modellvolumen

Der Verlauf der gelösten Konzentrationen entspricht dem der Aktivitätsfreisetzungsraten (siehe Unterkapitel 7.4.1.3), da letztere sich aus ersteren durch Multiplikation mit der Durchströmungsrates ergeben (siehe Gleichung (7-10)). Im wesentlichen ist der Verlauf in eine Anstiegsphase und eine Abstiegsphase unterteilt.

Die Maxima der gelösten Konzentrationen sind zusammen mit dem Zeitpunkt ihres Auftretens für die ausgewählten Nuklide in den Tabellen 7-11 und 7-12 zusammengestellt. Zum Vergleich ist in der ersten Spalte der Tabellen die "theoretische Maximalkonzentration" angegeben, die man erhält, wenn man die eingelagerte Aktivität ohne Berücksichtigung der Sorption und der Ausfällung auf das Lösungsvolumen bezieht.

Die Maximalkonzentrationen der Spalt- und Aktivierungsprodukte bei den beiden Szenarien weichen kaum und die Zeitpunkte ihres Auftretens gar nicht voneinander ab. Die Zeitpunkte stimmen in allen Fällen mit dem Ende der Mobilisierung aus der Mobilisierungsgruppe überein, in der die eingelagerte Aktivität des betreffenden Nuklides am größten ist. Die etwas höheren Konzentrationen bei Szenario Ib entstehen infolge der geringeren Durchströmungsrate in diesem Szenario. Am deutlichsten zeigt sich dies bei JA-129 mit seiner längeren Mobilisierungsdauer. Die Abweichungen von den theoretischen Maximalkonzentrationen entstehen im wesentlichen als Folge der Sorption. Kleine Abweichungen ergeben sich durch die Freisetzung während der Mobilisierungsphase.

Die Aussagen des vorstehenden Abschnittes lassen sich auf die Radionuklide in den Zerfallsreihen übertragen, die nach Ablauf ihrer Mobilisierungsdauer keinen weiteren Konzentrationsaufbau erfahren. Bei den anderen Nukliden ist die Maximalkonzentration bei Szenario Ib teilweise um einen Faktor 2 bis 3 höher als bei Szenario Ia und die Maxima werden deutlich später erreicht. Beide Unterschiede sind in der kleineren Durchströmungsrate bei Szenario Ib begründet. Die langsamere Freisetzung der Mutternuklide zieht nämlich einen längeren und größeren Aktivitätsaufbau der Tochter nach sich. In einigen Fällen wird dadurch die theoretische Maximalkonzentration überschritten.

NUKLID	THEORETISCHE MAXIMAL- KONZENTRATION	SZENARIO Ia		SZENARIO Ib	
		KONZENTRATION	ZEITPUNKT in a	KONZENTRATION	ZEITPUNKT in a
C - 14	1.12E 8	1.07E 7	40	1.08E 7	40
Cl- 36	1.47E 5	1.42E 5	10	1.44E 5	10
Ca- 41	2.05E 5	1.93E 5	15	1.99E 5	15
Ni- 59	6.02E 8	1.13E 8	50	1.15E 8	50
Se- 79	1.62E 5	1.05E 5	40	1.08E 5	40
Rb- 87	9.47E-2	1.68E-2	1	1.68E-2	1
Zr- 93	1.36E 6	1.46E 3	40	1.46E 3	40
Mo- 93	5.95E 1	2.93E 1	40	3.00E 1	40
Nb- 94	6.08E 3	1.31E 0	50	1.31E 0	50
Tc- 99	3.57E 7	1.21E 7	40	1.23E 7	40
Pd-107	1.72E 1	8.34E 0	40	8.61E 0	40
Sn-126	4.82E 5	1.25E 5	40	1.26E 5	40
J -129	2.09E 5	1.96E 5	10	1.98E 5	10
JA-129	3.38E 7	1.90E 7	300	2.48E 7	300
Cs-135	5.08E 5	3.62E 3	20	3.62E 3	20

Tab. 7-11: Gelöste Maximalkonzentrationen der Spaltprodukte in Bq/m³

NUKLID	THEORETISCHE MAXIMAL- KONZENTRATION	SZENARIO Ia		SZENARIO Ib	
		KONZENTRATION	ZEITPUNKT in a	KONZENTRATION	ZEITPUNKT in a
U -236	5.82E5	1.61E4	1 620	1.91E4	6 430
Th-232	3.10E5	9.42E1	600	9.42E1	600
Np-237	2.38E5	6.63E3	2 960	6.74E3	3 340
U -233	5.95E1	1.66E3	20 900	3.16E3	39 700
Th-229	0	1.77E1	35 300	3.63E1	54 800
Pu-242	5.96E6	2.57E3	600	2.57E3	600
U -238	9.06E6	2.30E5	600	2.34E5	600
U -234	1.14E6	1.92E5	600	1.95E5	607
Th-230	8.20E4	1.71E2	21 800	2.79E2	36 000
Ra-226	1.87E5	2.89E4	22 700	6.43E4	37 200
Pb-210	9.47E4	6.55E4	22 700	1.48E5	37 200
U -235	2.66E5	6.77E3	600	6.89E3	600
Pa-231	2.29E4	1.13E1	15 600	1.57E1	25 700
Ac-227	2.29E4	3.72E2	15 600	5.21E2	25 700

Tab. 7-12: Gelöste Maximalkonzentrationen der Zerfallsreihen in Bq/m³

7.4.1.3 FREISETZUNGSVERLÄUFE

Die Aktivitätsfreisetzung aus dem Grubengebäude erfolgt für die meisten Spalt- und Aktivierungsprodukte innerhalb einiger tausend bis zehntausend Jahre, während sie sich für die Nuklide in den Zerfallsreihen über einige hunderttausend und Millionen Jahre erstreckt. Dies liegt im wesentlichen an der Verzögerung der Freisetzung durch die Sorption entsprechend den meist erheblich höheren K_d -Werten der Aktiniden.

Für die ausgewählten Nuklide sind die freigesetzten Aktivitäten bis zu bestimmten Zeitpunkten in den Tabellen 7-13 und 7-14 zusammengestellt. Dabei bleiben Spalten ohne Eintrag, wenn bereits zu einem früheren Zeitpunkt die insgesamt über 10 Millionen Jahre freigesetzte Aktivität aufgeführt ist.

In Abbildung 7-12 sind exemplarisch einige Freisetzungsverläufe von Spaltprodukten bei Szenario Ib dargestellt. Man erkennt den steilen Anstieg der Freisetzungsrates während der Mobilisierungsphase. Der Zeitpunkt der maximalen Freisetzungsrates ist mit der elementspezifischen Mobilisierungsdauer in der Mobilisierungsgruppe gegeben, in der sich der größte Teil der eingelagerten Aktivität des betreffenden Nuklides befindet. Er fällt mit dem Zeitpunkt der maximalen gelösten Konzentration des Nuklides in der Lösung in dem Modellvolumen (siehe Tabelle 7-11) zusammen, die nach Gleichung (7-10) der Freisetzungsrates proportional ist.

Der Zeitpunkt der maximalen Freisetzungsrates fällt nicht immer mit dem Ende der Mobilisierung des entsprechenden Nuklides zusammen. Die Freisetzungsrates von J-129 beispielsweise (Kurve 4 in Abbildung 7-12) erreicht nach 10 Jahren ihr Maximum, weil sich der größte Teil der eingelagerten Aktivität dieses Nuklides in Kunststoffgebinden befindet. Etwa 5 % des J-129-Inventars befindet sich in zementierten Abfallgebinden, so daß sich die Mobilisierung dieses Teils über 40 Jahre erstreckt (siehe Tabelle 4-2). Dadurch wird die Abnahme der Freisetzungsrates nach dem Maximum für einige Jahrzehnte geschwächt.

NUKLID	KUMULIERTE FREIGESetzte AKTIVITÄT in Bq BIS ZUM ZEITPUNKT						
	2 000 a	5 000 a	10 000 a	50 000 a	300 000 a	10 ⁶ a	10 ⁷ a
C - 14	2.577 E13	4.341 E13	5.132 E13	5.303 E13			
Cl- 36	1.071 E11	1.083 E11					
Ca- 41	1.493 E11	1.510 E11					
Ni- 59	2.518 E14	3.891 E14	4.311 E14	4.358 E14			
Se- 79	1.134 E11	1.191 E11					
Rb- 87	3.794 E04	6.064 E04	6.881 E04	7.000 E04			
Zr- 93	4.678 E09	1.194 E10	2.369 E10	1.106 E11	4.808 E11	7.920 E11	8.419 E11
Mo- 93	3.478 E07	3.734 E07	3.738 E07				
Nb- 94	4.062 E06	9.897 E06	1.821 E07	5.102 E07	6.223 E07		
Tc- 99	2.065 E13	2.583 E13	2.629 E13				
Pd-107	1.140 E07	1.266 E07	1.269 E07				
Sn-126	2.426 E11	3.352 E11	3.513 E11	3.520 E11			
J -129	1.523 E11	1.541 E11					
JA-129	2.460 E13	2.500 E13					
Cs-135	1.154 E10	2.873 E10	5.512 E10	2.031 E11	3.652 E11	3.680 E11	

Tab. 7-13: Kumulierte freigesetzte Aktivitäten für Spaltprodukte bei Szenario Ib

NUKLID	KUMULIERTE FREIGESetzte AKTIVITÄT in Bq BIS ZUM ZEITPUNKT				
	10^4 a	10^5 a	$3 \cdot 10^5$ a	10^6 a	10^7 a
U -236	2.888 E11	1.001 E12	1.006 E12		
Th-232	1.515 E09	1.524 E10	4.575 E10	1.525 E11	2.294 E11
Np-237	1.010 E11	8.011 E11	1.396 E12	1.583 E12	1.585 E12
U -233	1.497 E10	4.216 E11	8.232 E11	9.499 E11	9.507 E11
Th-229	4.344 E07	4.511 E09	1.015 E10	1.239 E10	1.243 E10
Pu-242	3.990 E10	3.639 E11	8.534 E11	1.426 E12	1.525 E12
U -238	2.876 E12	6.678 E12	6.695 E12		
U -234	2.420 E12	5.662 E12	5.678 E12		
Th-230	1.727 E09	3.700 E10	6.531 E10	7.091 E10	
Ra-226	3.686 E11	8.399 E12	1.440 E13	1.537 E13	
Pb-210	8.472 E11	1.936 E13	3.319 E13	3.543 E13	3.544 E13
U -235	8.758 E10	2.364 E11	2.414 E11		
Pa-231	1.499 E08	1.851 E09	2.319 E09	2.326 E09	
Ac-227	4.948 E09	6.125 E10	7.673 E10	7.698 E10	

Tab. 7-14: Kumulierte freigesetzte Aktivitäten für Nuklide in Zerfallsreihen bei Szenario Ib

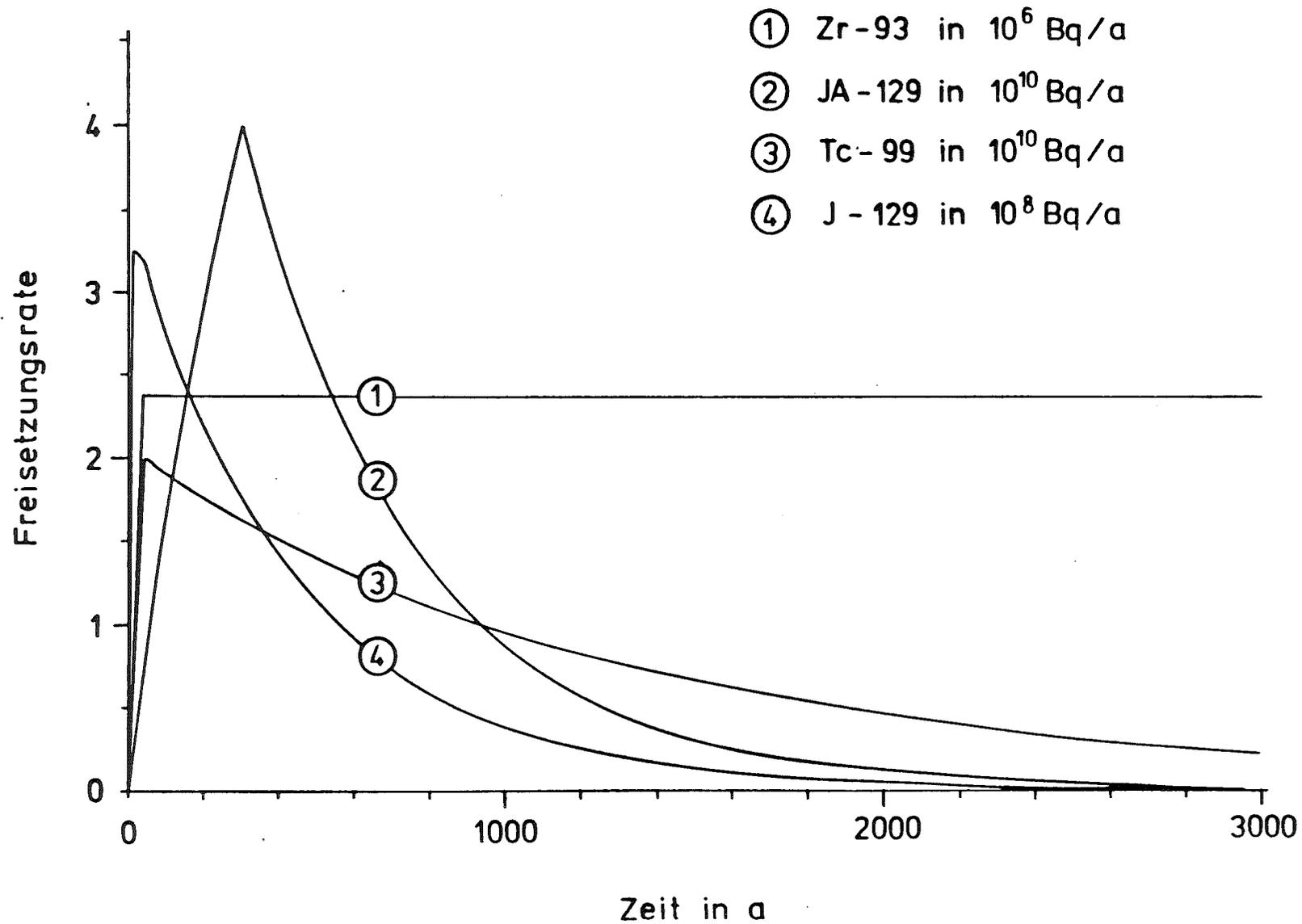


Abb. 7-12: Zeitverläufe der Freisetzungsraten ausgewählter Spaltprodukte bei Szenario Ib

Nach Abschluß der Mobilisierungsphase nehmen die Freisetzungsraten exponentiell ab. Die Unterschiede in der Schnelligkeit der Abnahme spiegeln die unterschiedliche Sorption der Nuklide wider. Während die Freisetzungsraten für die Jod-Nuklide, die keiner Sorption unterliegen, rasch abnehmen, führt die hohe Sorption beispielweise bei Zr-93 (siehe Kurve 1 in Abbildung 7-12) zu einer sehr langsamen Abnahme der Freisetzungsraten.

Zur Ableitung des quantitativen Zusammenhangs zwischen der Abnahme der Freisetzungsraten und der Sorption geht man von Gleichung (7-11) aus. Nach Abschluß der Mobilisierungsphase ist die Lösung dieser Differentialgleichung für Nuklide ohne Mutternuklide, die nicht ihre Löslichkeitsgrenze erreichen, in Analogie zu Gleichung (7-16) mit den dortigen Bezeichnungen gegeben durch

$$A_{M,i}(t) = A_{M,i}(t_i) \cdot e^{-(\lambda_i + \mu_i) \cdot (t - t_i)} \quad \text{für } t > t_i \quad (7-20)$$

mit

t_i : Zeitpunkt des Endes der Mobilisierungsphase des i -ten Nuklides

Bis auf eine Konstante ist damit nach Gleichung (7-10) auch der Zeitverlauf der Freisetzungsraten gegeben. Die Geschwindigkeit ihrer Abnahme wird folglich durch den Koeffizienten

$$\lambda_i + \mu_i = \lambda_i + \frac{S_L}{V_L} \cdot \frac{1}{1 + \frac{m_S}{V_L} \cdot K_{de}(i)} \quad (7-21)$$

(siehe Gleichungen (7-17) und (7-9)) beschrieben. Die verwendeten Werte der Größen S_L , V_L und m_S entnimmt man Abbildung 7-2.

Demnach gilt:

$$\frac{S_L}{V_L} = 2.192E-3 \text{ a}^{-1} \quad (\text{für Szenario Ib})$$

$$\frac{m_S}{V_L} = 4.635 \quad \text{kg/l}$$

Der erste Wert bedeutet eine Austauschdauer des Lösungsvolumens bei Szenario Ib von 456 Jahren. Für Nuklide, deren Zerfall in dieser Zeit vernachlässigbar ist und die keiner Sorption unterliegen, sinkt die Freisetzungsrates in dieser Zeitspanne auf den 1/e-ten Teil (siehe Kurven 2 und 4 in Abbildung 7-12). Unter Vernachlässigung des Zerfalls führt die Sorption eines Nuklides zu einer Verlängerung dieser mittleren Freisetzungsdauer um einen Faktor, der etwa das 5-fache des K_d -Wertes beträgt (siehe Kurven 1 und 3 in Abbildung 7-12).

Die mittlere Freisetzungsdauer bildet zusammen mit der Halbwertszeit auch das Hilfsmittel zur Interpretation der Freisetzungsverläufe der Nuklide in den Zerfallsreihen (siehe Abbildung 7-13 bis 7-16). Als Beispiel wird die U-Ra-Zerfallsreihe in den nächsten Abschnitten diskutiert. Die anderen Kurvenverläufe können ähnlich erklärt werden. Auf die weitgehend konstante Freisetzung von Th-232 (siehe Abbildung 7-13) wird in Unterkapitel 7.4.1.4 eingegangen.

Die ersten drei ausgewählten Nuklide der U-Ra-Zerfallsreihe, also Pu-242, U-238 und U-234 (siehe Kurven 3, 5 und 6 in Abbildung 7-15), zeigen einen Aktivitätsanstieg und damit einen Anstieg der Freisetzungsrates während der Mobilisierungsphase. Der Anstieg der U-234-Kurve ist etwas steiler, weil U-234 aus einer Einmündung in die Zerfallsreihe zusätzlichen Aufbau erfährt. Nach dem Ende der Mobilisierungsphase zeigen alle drei Verläufe den exponentiellen Abfall.

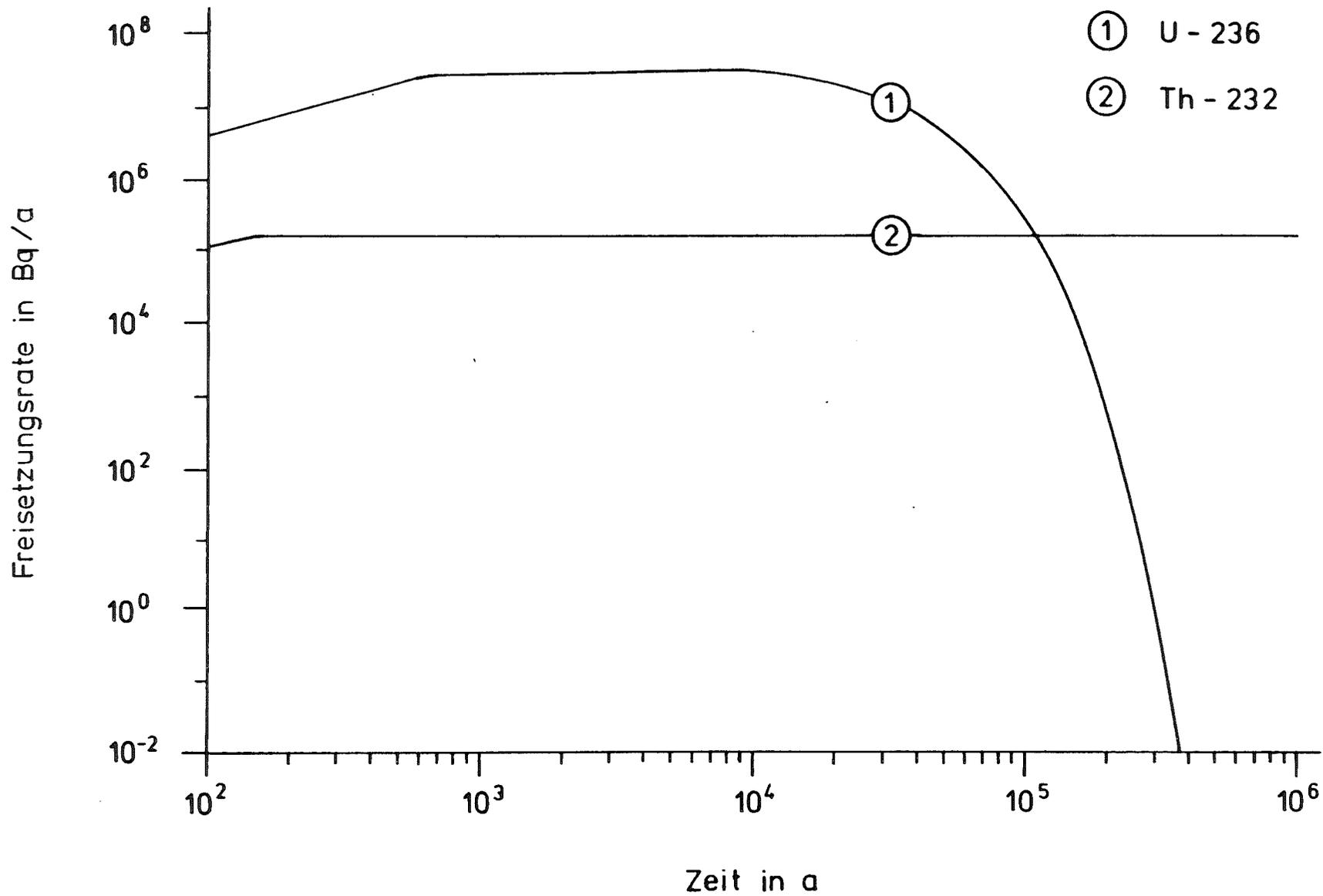


Abb. 7-13: Zeitverläufe der Freisetzungsrates in der Th-Zerfallsreihe bei Szenario Ib

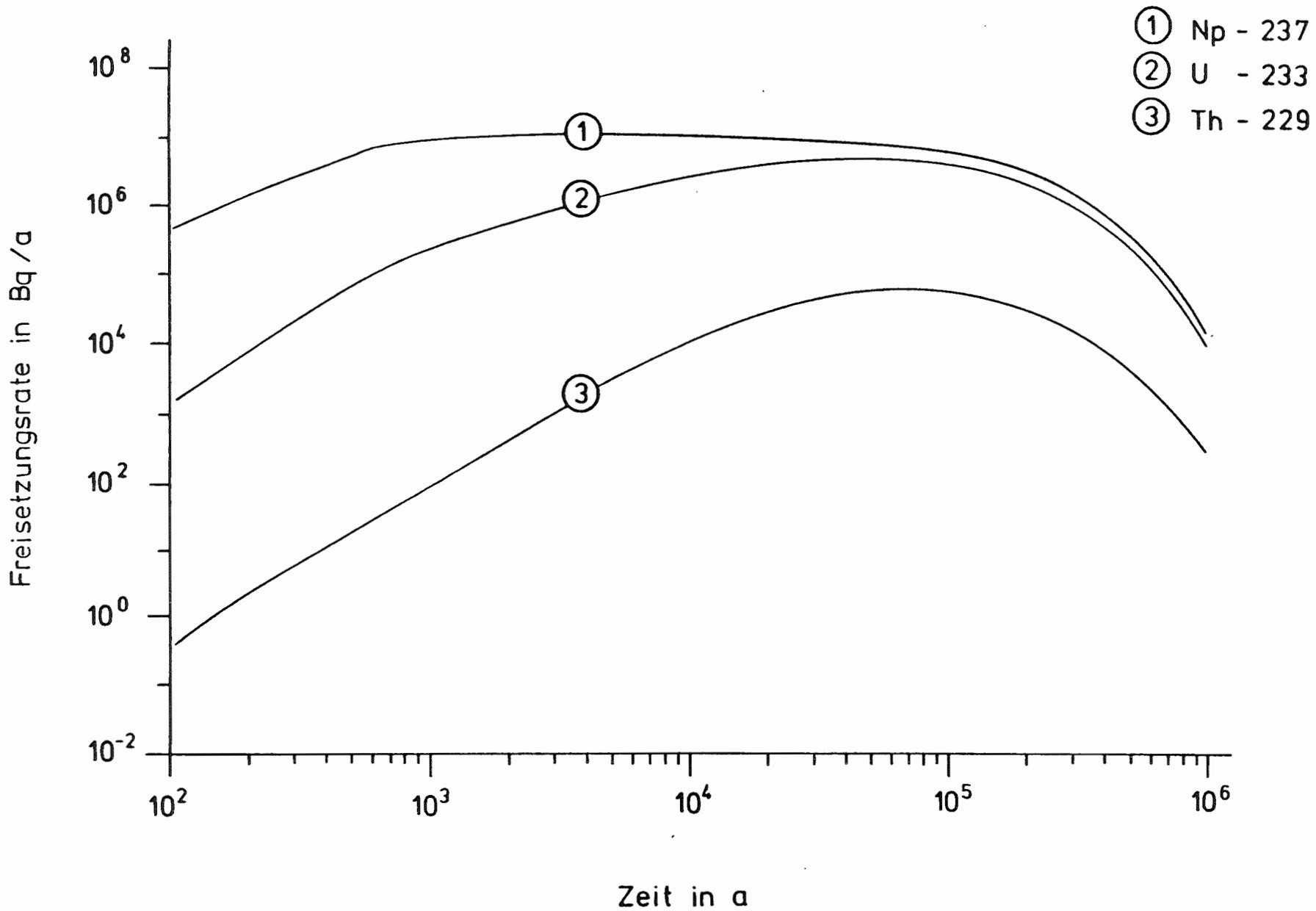


Abb. 7-14: Zeitverläufe der Freisetzungsrates in der Np-Zerfallsreihe bei Szenario Ib

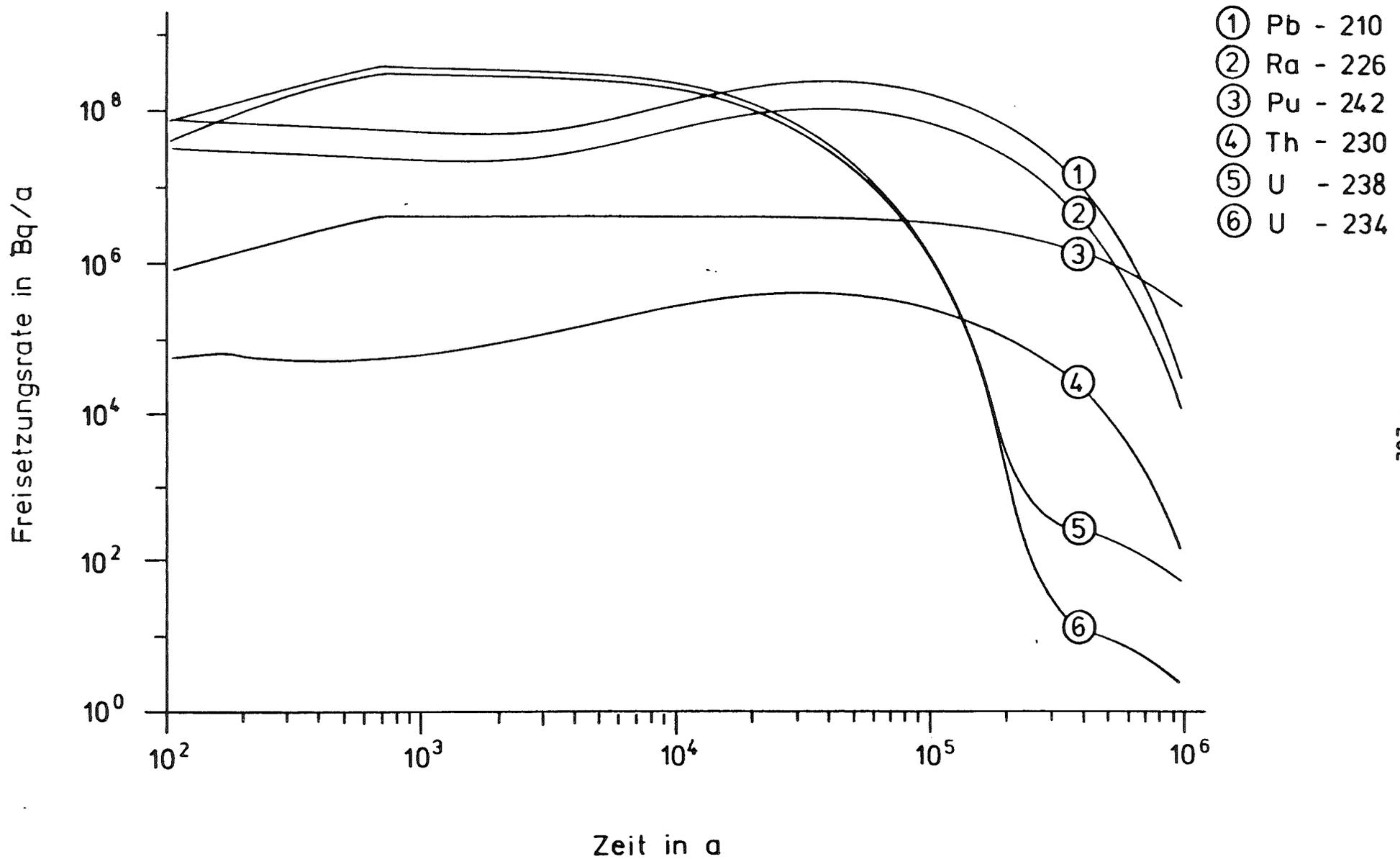


Abb. 7-15: Zeitverläufe der Freisetzungsrates in der U-Ra-Zerfallsreihe bei Szenario Ib

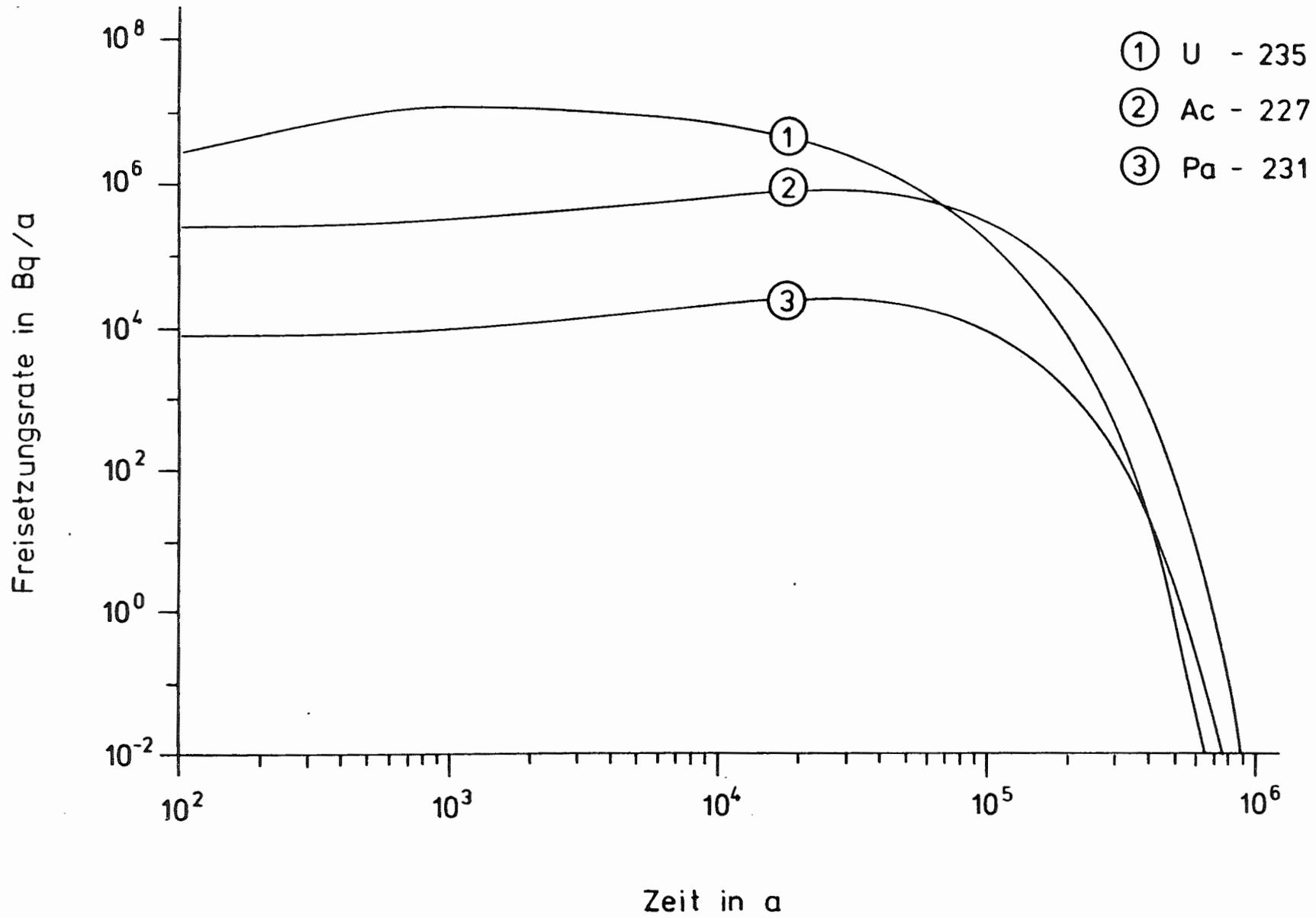


Abb. 7-16: Zeitverläufe der Freisetzungsrates in der U-Ac-Zerfallsreihe bei Szenario Ib

Die mittlere Freisetzungsdauer für Pu-242 ist wegen des hohen K_d -Wertes mit mehr als einer Million Jahren deutlich größer als die der Uran-Nuklide, die 18 000 Jahre beträgt. Der Verlauf der Pu-242-Freisetzung ab etwa 100 000 Jahre ist nicht auf die Abnahme der Aktivität infolge der Freisetzung, sondern infolge des Zerfalls zurückzuführen. Im Gegensatz dazu nimmt die Freisetzungsrates der Uran-Nuklide durch die Freisetzung selbst ab.

Die exponentielle Abnahme der U-238-Freisetzung wird zwischen 200 000 und 300 000 Jahren aufgefangen. Die U-238-Aktivität ist dann so klein gegenüber der Pu-242-Aktivität, daß der Aufbau des U-238 infolge des Zerfalls des Pu-242 die Abnahme des U-238 durch die Freisetzung nahezu kompensiert. Das gleiche Phänomen ist etwas später bei U-234 zu beobachten.

Der Verlauf der Th-230-Freisetzungsrates zeigt zunächst den normalen Anstieg während der Mobilisierungsphase, bis Thorium nach etwa 150 Jahren seine Löslichkeitsgrenze erreicht (siehe Unterkapitel 7.4.1.4). Obwohl die Th-230-Aktivität in dem Modellvolumen in den folgenden Jahrhunderten weiter ansteigt, sinkt die Freisetzungsrates leicht ab. Dies liegt an der Abnahme des gelösten Anteils von Th-230 (siehe Gleichung (7-8)). Die insgesamt in dem Modellvolumen vorhandene Stoffmenge von Thorium wird nämlich durch den gegenüber Th-230 stärkeren Anstieg der Th-232-Masse bestimmt.

Die Mobilisierungsphase der beiden Nuklide Ra-226 und Pb-210 ist in Abbildung 7-15 nicht dargestellt, da sie bereits nach 20 Jahren abgeschlossen ist (siehe Tabelle 4-2). Die Abnahme der Freisetzungsrates dieser beiden Nuklide, die sich im Aktivitätsgleichgewicht befinden, geht auf ihren Zerfall und ihre Freisetzung aus dem Grubengebäude zurück. Die Mobilisierung des aus den Müttern nachgebildeten Inventars wirkt dieser Abnahme ebenso entgegen wie der Zerfall des Th-230.

Der Aktivitätsaufbau infolge des Zerfalls der Mutternuklide führt zu einem erneuten Anstieg der Freisetzungsraten zunächst des Th-230 und im weiteren des Ra-226 und des Pb-210. Diese drei Nuklide befinden sich nunmehr nahezu im Aktivitätsgleichgewicht, was zu dem gleichen Zeitverlauf der Freisetzungsraten führt. Die unterschiedliche Größe ihrer Freisetzungsraten ist auf die unterschiedliche Sorption der Nuklide zurückzuführen.

Die Diskussion der Freisetzungsverläufe bei Szenario Ia erfolgt ähnlich. Die größere Durchströmungsrate führt zu einem Austausch des Lösungsvolumens in dem Modellvolumen in 231 Jahren. Der Einfluß der Durchströmungsrate auf die Freisetzungsverläufe wird in Unterkapitel 7.4.1.5 beschrieben.

7.4.1.4 WIRKUNG DER AUSFÄLLUNG UND DER SORPTION

Ein Vergleich der eingelagerten Massen und der vorgegebenen Löslichkeitsgrenzen der Elemente zeigt, daß das Inventar der meisten Elemente vollständig in dem vorhandenen Lösungsvolumen gelöst werden kann. Lediglich 4 Elemente können theoretisch ihre Löslichkeitsgrenze erreichen, wie man in Tabelle 7-15 erkennt.

Bei drei dieser vier Elemente, nämlich Plutonium, Uran und Zirkonium, bleibt die gelöste Konzentration infolge der Sorption stets unterhalb der Löslichkeitsgrenze. Der Verteilungskoeffizient von Uran beispielsweise führt dazu, daß der gelöste Anteil der Aktivität von Uran-Nukliden lediglich ca. 1/40 der im Modellvolumen vorhandenen Aktivität beträgt (siehe Gleichung (7-9)). Aus der Tabelle 7-15 ist demgegenüber ersichtlich, daß etwa 1/30 der eingelagerten Aktivität der Uran-Nuklide lösbar ist. Bei Plutonium und Zirkonium sind die Verhältnisse von gelöster zu lösbarer Aktivität aufgrund ihrer höheren K_d -Werte und der geringeren eingelagerten Masse noch kleiner.

ELEMENT	LÖSLICHKEITS- GRENZE in mol/l	IN V_L LÖSBARE MASSE m_L in kg	EINGELAGERTE MASSE m in kg		m/ m_L
			AKTIV	INAKTIV	
Th	10^{-7}	17	56 500	-	3 300,0
U	10^{-4}	17 600	540 800	-	30,7
Pu	$2 \cdot 10^{-7}$	35	935	-	26,7
Zr	$5 \cdot 10^{-7}$	34	11	43	1,6
J als AgJ	10^{-4}	9 500	3 800	1 200	0,5
Ni	10^{-3}	44 000	176	13 000	0,3
Am	$7 \cdot 10^{-7}$	120	5,5	-	0,04
Cm	$7 \cdot 10^{-7}$	130	0,7	-	0,005
Tc	$7 \cdot 10^{-4}$	51 000	42	-	0,001
Np	$3 \cdot 10^{-5}$	5 200	6,8	-	0,001
C	10^{-4}	1 000	0,5	-	$5 \cdot 10^{-4}$

Tab. 7-15: Erreichbarkeit der Löslichkeitsgrenzen

In den Modellrechnungen für beide Szenarien erreicht lediglich Thorium seine Löslichkeitsgrenze. Thorium hat die kleinste der verwendeten Löslichkeitsgrenzen und die zweitgrößte eingelagerte Masse. Praktisch unbeeinflusst von der Durchströmungsrate wird die Löslichkeitsgrenze bei beiden Szenarien nach etwa 150 Jahren erreicht.

In Abbildung 7-17 ist für Szenario Ib der resultierende Verlauf der Freisetzungsrates von Th-232 dargestellt, dessen eingelagertes Inventar bei weitem das größte der betrachteten Thorium-Nuklide ist. Man erkennt den Abschluß der Mobilisierung aus den sonstigen Abfallgebänden nach einem Jahr und den weiteren Anstieg der Freisetzungsrates während der Mobilisierung aus den zementierten Gebänden. Dieser Anstieg wird bei Erreichen der Löslichkeitsgrenze unterbrochen. Entsprechend der nunmehr konstanten gelösten Th-232-Konzentration in dem Modellvolumen ist auch die Freisetzungsrates konstant (siehe auch Abbildung 7-13). Erst wenn die vorhandene Aktivität sich nach etwas mehr als einer Million Jahren erschöpft, fällt die Freisetzungsrates ab. Die Freisetzungsmenge wird durch die langsamere Freisetzung wegen der großen Halbwertszeit von Th-232 nicht beeinflusst (siehe Tabelle 7-8).

Im Rahmen der betrachteten Szenarien und Eingangsdaten kommt somit der Ausfällung nur eine untergeordnete Bedeutung zu. Auch wenn die Löslichkeitsgrenze für Thorium höher wäre und nicht erreicht würde, würde sich die gelöste Th-232-Konzentration infolge der Sorption höchstens um einen Faktor 3 erhöhen. Dieser Zusammenhang zwischen Sorption und Ausfällung läßt natürlich auch die Interpretation in umgekehrter Richtung zu: wäre der K_d -Wert von Uran beispielsweise nur halb so groß, würde Uran seine Löslichkeitsgrenze erreichen, wie aus dem zweiten Abschnitt dieses Unterkapitels ersichtlich ist.

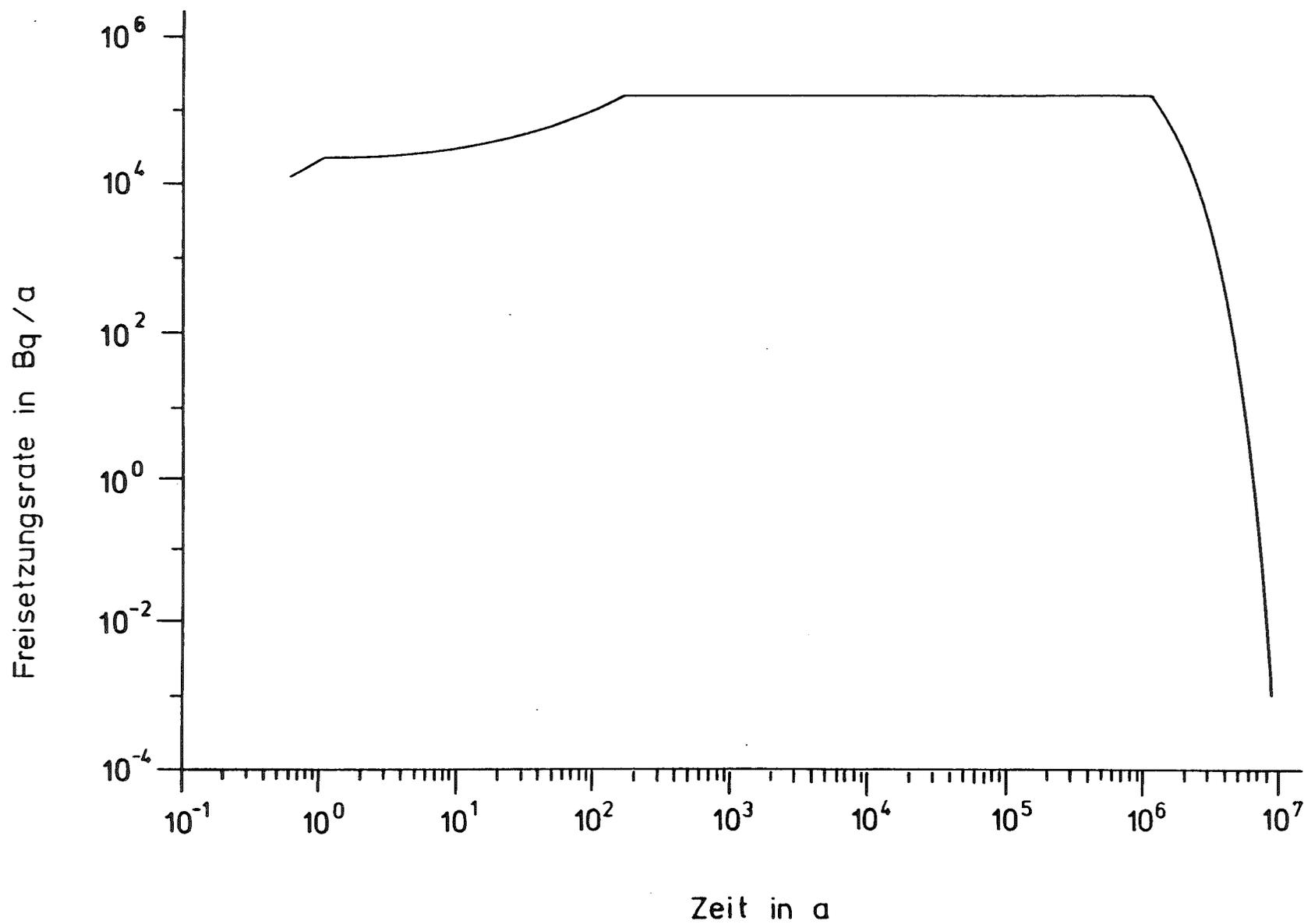


Abb. 7-17: Zeitverlauf der Th-232-Freisetzungsrates bei Szenario Ib

Die Wirkung der Sorption besteht in der Verminderung des gelösten Aktivitätsanteils der betroffenen Nuklide, was zu einer entsprechend geringeren Freisetzungsrates führt. Die Freisetzungsmenge wird durch diese langsamere Freisetzung in dem Maße beeinflusst, wie der Zerfall während der längeren Freisetzungsdauer wirksam werden kann (siehe Unterkapitel 7.4.1.1).

7.4.1.5 PARAMETERVARIATIONEN ZUM GRUBENGEBÄUDE

Neben den Referenzrechnungen für die beiden Szenarien werden einige Parametervariationen durchgeführt, deren Ergebnisse in diesem Unterkapitel dargestellt werden. Sie betreffen zum einen den Einfluß der Durchströmungsrate im Lagerbereich, die in Szenario Ia etwa doppelt so groß ist wie in Szenario Ib. Weiterhin werden die Löslichkeitsgrenzen von Jod als AgJ und von Uran, die Mobilisierungsdauern für Uran sowie der K_d -Wert für Uran variiert, um zu erkennen, ob dies Einfluß auf die Strahlenexposition nehmen könnte. Schließlich wird eine Variante gerechnet, in der die Behälter aller Abfallgebinde eine maximale Standzeit von 200 Jahren haben. Die Vernachlässigung der Behälterstandzeiten in den Referenzrechnungen kann dadurch gerechtfertigt werden.

Zunächst wird der Einfluß der Durchströmungsrate auf die Maximalkonzentrationen im Grubengebäude betrachtet. In Abbildung 7-18 ist die maximale JA-129-Konzentration in Abhängigkeit von der Durchströmungsrate dargestellt. Im Grenzfall keiner Durchströmung stimmt die maximale JA-129-Konzentration mit der theoretischen Maximalkonzentration überein (siehe Tabelle 7-11). Eine Zunahme der Durchströmungsrate von $1\ 000\ \text{m}^3/\text{a}$ auf $20\ 000\ \text{m}^3/\text{a}$ führt bei JA-129 zu einer Abnahme der Maximalkonzentration etwa um einen Faktor 8. Bei sorbierenden Nukliden ist die Abnahme entsprechend schwächer, solange sie keinen Aufbau aus dem Zerfall von Mutternukliden erfahren.

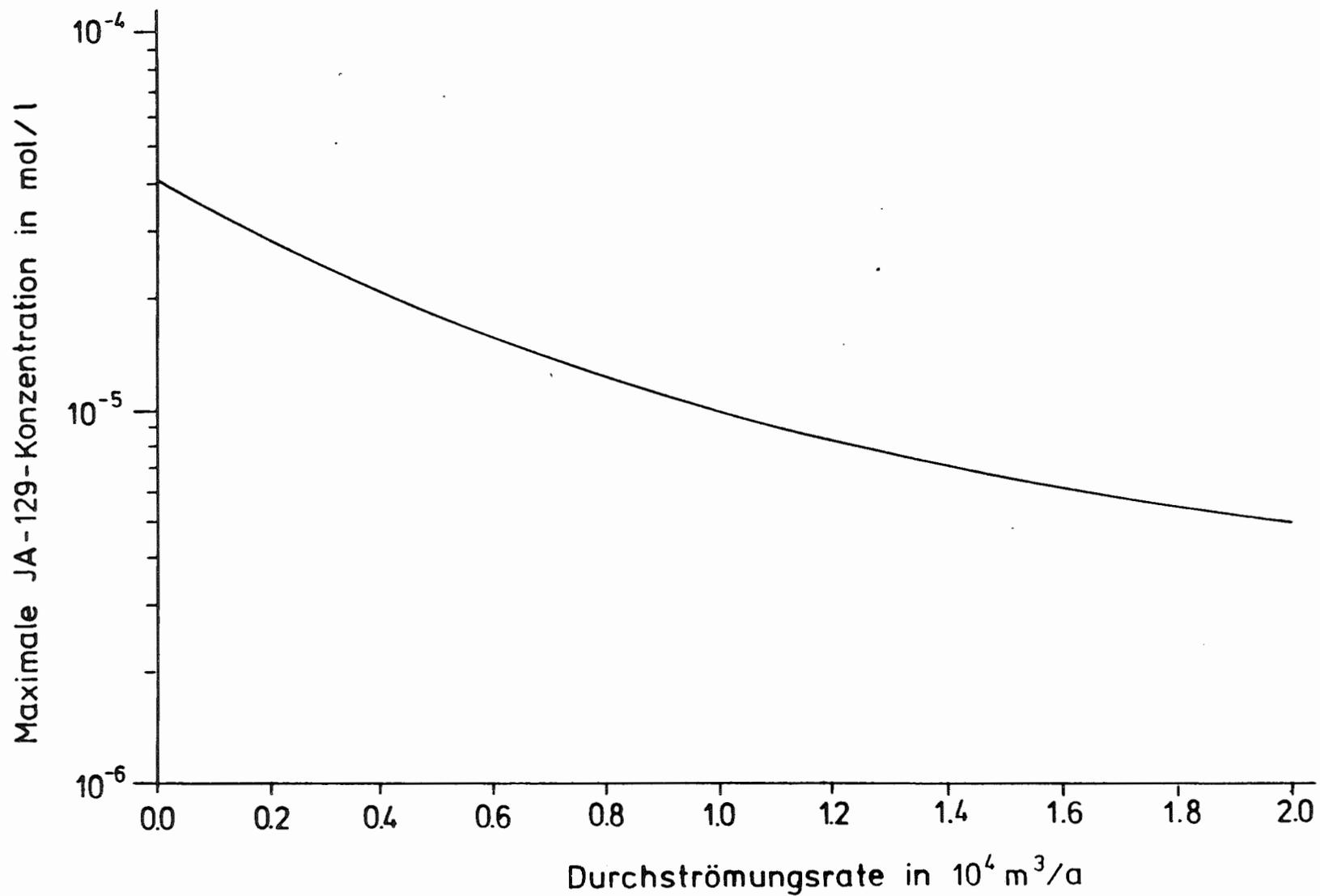


Abb. 7-18: Einfluß der Durchströmungsrate auf die maximale JA-129-Konzentration

In Abbildung 7-19 ist der Einfluß der Durchströmungsrate auf den Zeitverlauf der JA-129-Freisetzung dargestellt. Bei einer großen Durchströmungsrate von $10\ 000\ \text{m}^3/\text{a}$ nimmt die Freisetzungsrage in der Mobilisierungsphase entsprechend größere Werte an (siehe Gleichung (7-10)). Die exponentielle Abnahme des Aktivitätsinventars (siehe Gleichung (7-16)) und die dazu proportionale Abnahme der Freisetzungsrage erfolgt nach Abschluß der Mobilisierung entsprechend schneller. Demgegenüber führt die kleinere Durchströmungsrate zu einem abgeflachten und langsamer abnehmenden Verlauf der Freisetzungsrage. Die Freisetzungsmenge bleibt davon unberührt.

Die Variation der Löslichkeitsgrenze hat einen ähnlichen Einfluß auf die JA-129-Freisetzung (siehe Tabelle 7-16 und Abbildung 7-20). Eine gegenüber dem Referenzfall um einen Faktor 20 erniedrigte Löslichkeitsgrenze von $5 \cdot 10^{-6}\ \text{mol/l}$ wird nach etwa 30 Jahren erreicht. Dadurch wird die Freisetzungsrage auf dem Niveau festgehalten, das der maximal löslichen Konzentration entspricht, und erstreckt sich gegenüber dem Referenzfall etwa über die doppelte Zeitspanne. Die kumulierte freigesetzte Aktivität wird nicht beeinflusst. Da die eingelagerte Aktivität in jedem Fall in einigen 1 000 Jahren freigesetzt wird, zieht die löslichkeitsbegrenzte Freisetzung in Anbetracht der großen Transportzeiten durch das Deckgebirge keine Änderung der resultierenden Strahlenbelastung nach sich (siehe Unterkapitel 7.4.2.1).

Eine gegenüber der Referenzrechnung erniedrigte Löslichkeitsgrenze für Uran von $10^{-5}\ \text{mol/l}$ bzw. $10^{-6}\ \text{mol/l}$ wird bei Szenario Ib nach 57 Jahren bzw. einem halben Jahr erreicht. Wie bei Jod erfolgt dadurch die Freisetzung etwa des U-238 zunächst mit niedrigerer, später mit höherer Rate als in der Referenzrechnung. Während die um eine Größenordnung erniedrigte Löslichkeitsgrenze kaum Auswirkung auf die Strahlenexposition durch U-238 und seine Töchter hat, wird die maximale Dosis durch diese Nuklide bei einer Verringerung der Löslichkeitsgrenzen um zwei Größenordnungen etwa um ein Viertel reduziert.

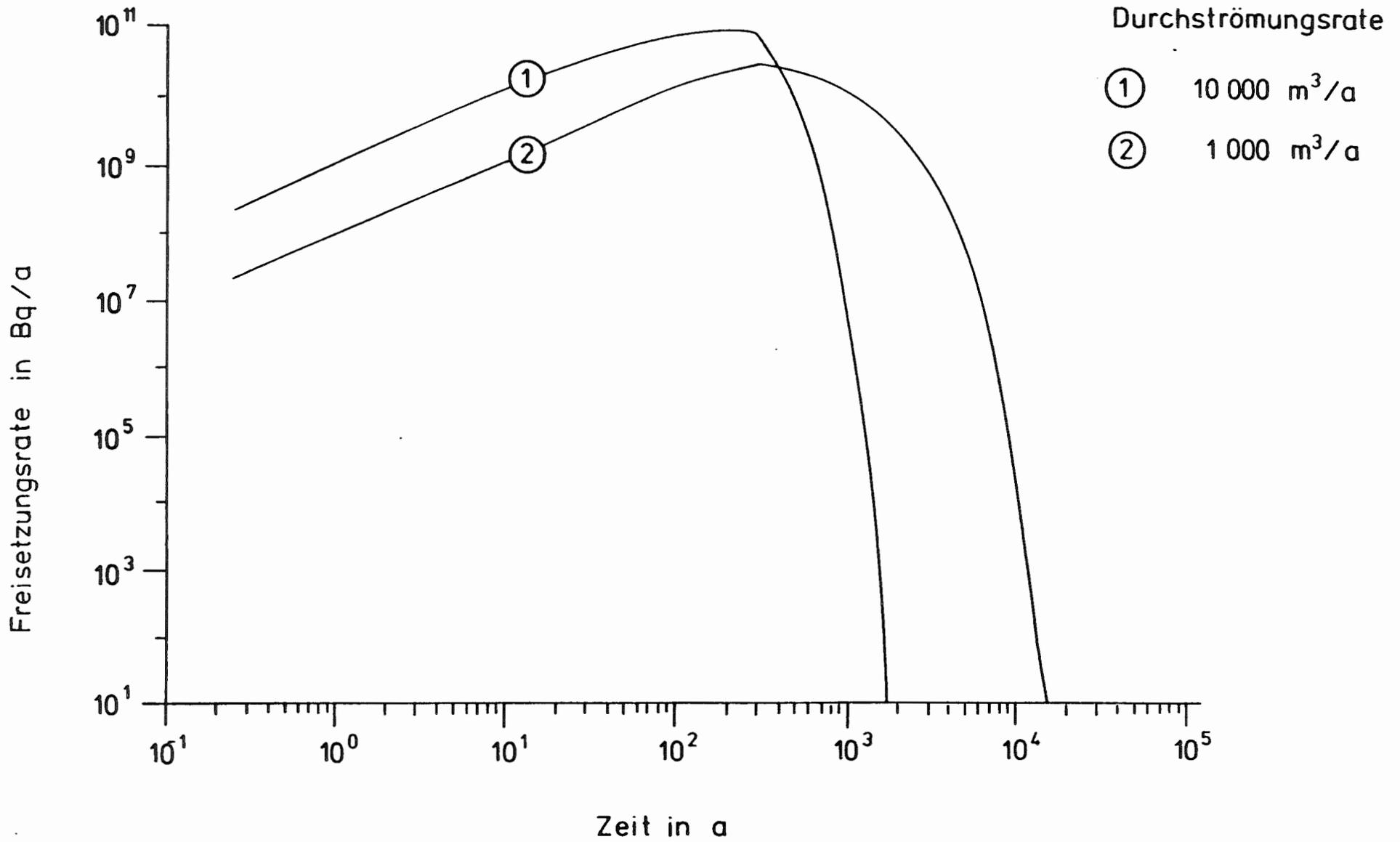


Abb. 7-19: Einfluß der Durchströmungsrate auf den Zeitverlauf der JA-129-Freisetzung

LG in mol/l	LG erreicht?	C _{max} in mol/l	RELATIVE FREISETZUNG IN % BIS ZUM ZEITPUNKT				
			1000 a	3000 a	4000 a	5000 a	6000 a
10 ⁻⁴	nein	2,95·10 ⁻⁵	84	100	100	100	100
5 · 10 ⁻⁶	nach 30 a	3,78·10 ⁻⁵	21	62	83	98	100

LG : Löslichkeitsgrenze

C_{max} : Maximal auftretende Konzentration der insgesamt in dem Modellvolumen vorhandenen JA-129-Stoffmenge

Tab. 7-16: Variation der JA-Löslichkeitsgrenze bei Szenario Ib

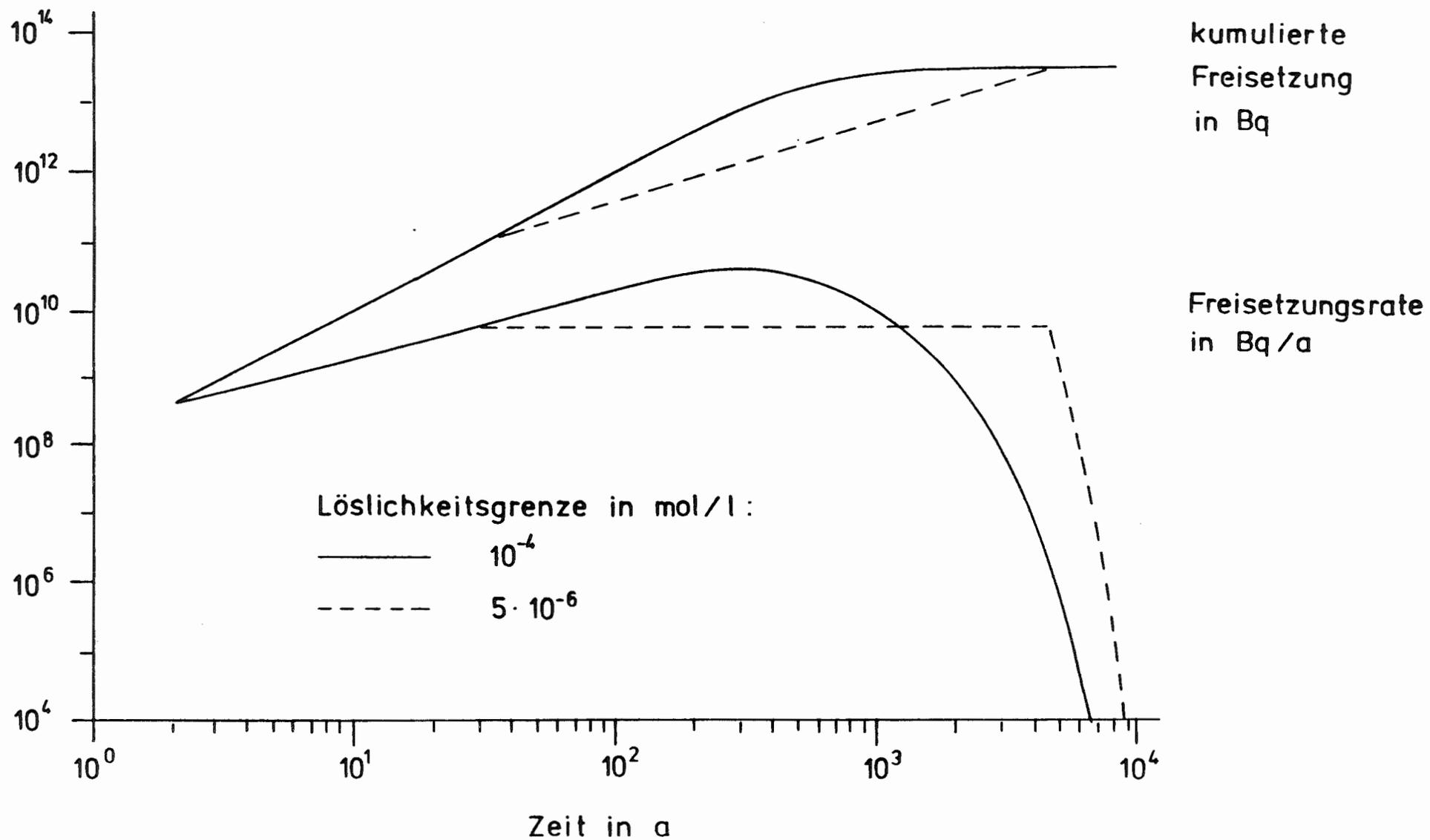


Abb. 7-20: Einfluß der Löslichkeitsgrenze auf die JA-129-Freisetzung bei Szenario Ib

Vergrößerungen und Verkleinerungen der Mobilisierungsdauern und des K_d -Wertes für Uran um jeweils den Faktor 5 verändern zwar wiederum den Freisetzungsverlauf etwa von U-238 aus dem Grubengebäude, haben aber praktisch keinen Einfluß auf die resultierende Strahlenexposition. Ein Vergleich mit den Transportzeiten durch das Deckgebirge von mindestens einigen 100 000 Jahren läßt erwarten, daß Behälterstandzeiten von einigen 100 Jahren ebenfalls keinen Einfluß auf die Strahlenexposition haben werden. Dies wird durch eine Variationsrechnung bestätigt, in der eine maximale Standzeit von 200 Jahren für alle Behälter berücksichtigt wird.

7.4.2 ERGEBNISSE ZUM DECKGEBIRGE

Im folgenden werden die Ergebnisse der Untersuchung des Radionuklidtransports im Deckgebirge vorgestellt. Dabei handelt es sich vor allem um die maximalen Aktivitätskonzentrationen, die im quartären Grundwasser vorliegen können. Diese Werte sind Grundlage für die Berechnung der maximalen Strahlenbelastung in der Biosphäre.

Für ausgewählte Radionuklide werden Konzentrationen entlang der Ausbreitungswege und deren zeitliche Veränderung dargestellt. Damit wird erläutert, welchen Einfluß einzelne Transportmechanismen haben. In der Regel wirken Grundwasserbewegung, Sorption, Dispersion, Zerfall und der Verlauf der Freisetzung aus dem Grubengebäude gleichzeitig auf die Radionuklidkonzentration. Mit Hilfe von Parametervariationen wird der Einfluß einiger Eingangsdaten auf die Maximalkonzentrationen untersucht.

Für die Szenarien Ia und Ib werden die Ergebnisse numerischer Berechnungen mit den zugehörigen eindimensionalen Modellen vorgestellt. Für das Szenario Ic werden die Ergebnisse von analytischen Rechnungen angegeben. Im folgenden Unterkapitel wird die Vorgehensweise bei der Durchführung der Ausbreitungsrechnungen bei den Szenarien Ia und Ib zusammengestellt.

7.4.2.1 VORGEHENSWEISE BEI DER DURCHFÜHRUNG DER AUSBREITUNGSRECHNUNGEN

Grundlage für die Nachbildung der Radionuklidfreisetzung ins Deckgebirge sind die in Unterkapitel 7.4.1.3 erläuterten Freisetzungsverläufe. Im Hinblick auf einen Quellterm für die Ausbreitungsrechnungen werden diese in konstante Freisetzungsraten für maximal fünf Zeitintervalle umgesetzt.

Für J-129 wurden Ausbreitungsrechnungen für das Szenario Ia mit einer konstanten Freisetzung über 500 Jahre und über 50 000 Jahre durchgeführt. Es ergab sich in beiden Fällen zum gleichen Zeitpunkt dieselbe maximale Radionuklidkonzentration am Modellende. Daher ist eine genaue Modellierung des Freisetzungsverlaufs der Spaltprodukte nicht erforderlich. In den Modellrechnungen zum Radionuklidtransport bei Szenario Ia und Ib wurde deshalb das in Unterkapitel 2.4.2 angegebene Inventar in 10 000 Jahren mit einer konstanten Rate freigesetzt.

Die Aktivitätsfreisetzung der Aktiniden und Zerfallsprodukte dauert sehr viel länger als 10 000 Jahre. Deshalb wurde der Quellterm für die Ausbreitungsrechnung genauer modelliert. Die in fünf Zeitabschnitten erfolgte Aktivitätsfreisetzung entsprechend Unterkapitel 7.4.1.3 wird jeweils in Form einer konstanten Rate eingegeben. Diese Raten zeigen Tabelle 7-17 für Szenario Ia und Tabelle 7-18 für Szenario Ib.

Verschiedene Radionuklide am Beginn der Zerfallsreihen werden aufgrund einer geringen Halbwertszeit oder wegen einer starken Sorption nicht bis zur Biosphäre transportiert. Dazu gehören alle Cm-, Am- und Pu-Isotope. In den vier Zerfallsreihen beginnt der Transport mit U-238, U-236, U-235 und Np-237. Zu den Freisetzungen dieser Radionuklide wird jeweils die Freisetzung der nicht berücksichtigten Mutternuklide addiert.

MITTLERE FREISETZUNGSRATEN IN BQ/S FUER DIE ZEITBEREICHE IN A									
NUKLID	0.000E+00	1.000E+04	1.000E+05	3.000E+05	1.000E+06	1.000E+07			
BIS	BIS	BIS	BIS	BIS	BIS	BIS			
1.000E+04	1.000E+05	3.000E+05	1.000E+06	1.000E+07					
CM-248	2.705E-08	2.310E-08	1.337E-08	3.007E-09	1.614E-11				
PU-244	2.601E-12	1.208E-11	2.702E-11	2.524E-11	1.008E-12				
CM-244	1.506E-02	0.000E+00	0.000E+00	0.000E+00	0.000E+00				
PU-240	7.254E+01	4.519E+00	1.238E-04	2.502E-11	1.006E-12				
U-236	1.463E+00	1.901E-01	1.387E-05	4.006E-13	1.617E-14				
TH-232	9.492E-03	9.554E-03	9.554E-03	5.947E-03	2.733E-05				
U-232	8.656E-09	0.000E+00	0.000E+00	0.000E+00	0.000E+00				
CM-245	2.706E-03	2.486E-04	6.170E-08	9.810E-16	0.000E+00				
PU-241	1.594E+00	2.490E-04	6.181E-08	9.812E-16	0.000E+00				
AM-241	1.878E+01	2.628E-04	6.512E-08	1.012E-15	0.000E+00				
NP-237	6.141E-01	3.566E-01	6.155E-02	1.205E-03	6.251E-09				
U-233	7.886E-02	1.191E-01	2.184E-02	4.275E-04	2.218E-09				
TH-229	2.380E-04	1.424E-03	3.679E-04	1.126E-05	1.007E-10				
CM-246	7.647E-04	2.778E-05	1.969E-11	0.000E+00	0.000E+00				
PU-242	2.488E-01	2.148E-01	1.286E-01	3.140E-02	2.039E-04				
AM-242	1.656E-07	0.000E+00	0.000E+00	0.000E+00	0.000E+00				
U-238	1.426E+01	7.745E-01	1.740E-05	2.687E-06	1.745E-08				
PU-238	2.437E+00	0.000E+00	0.000E+00	0.000E+00	0.000E+00				
U-234	1.200E+01	6.587E-01	5.946E-06	6.728E-08	4.368E-10				
TH-230	9.666E-03	1.384E-02	4.359E-03	2.371E-04	2.768E-09				
RA-226	1.648E+00	2.266E+00	5.954E-01	2.023E-02	1.375E-07				
PB-210	3.726E+00	5.133E+00	1.349E+00	4.584E-02	3.115E-07				
PB-206	7.250E-10	3.109E-12	8.189E-13	2.784E-14	1.893E-19				
CM-247	6.262E-09	5.881E-09	4.477E-09	2.024E-09	5.585E-11				
AM-243	3.607E-05	2.636E-06	4.694E-09	2.025E-09	5.587E-11				
PU-239	6.648E+01	2.018E+01	6.128E-01	3.789E-04	5.597E-11				
U-235	4.350E-01	3.529E-02	4.319E-04	2.670E-07	2.996E-14				
PA-231	8.698E-04	6.894E-04	6.299E-05	2.449E-07	4.015E-15				
AC-227	2.870E-02	2.281E-02	2.084E-03	8.103E-06	1.329E-13				

Tab. 7-17: Mittlere Freisetzungsraten ins Deckgebirge für Szenario Ia

MITTLERE FREISETZUNGSRATEN IN BQ/S FUER DIE ZEITBEREICHE IN A										
NUKLID	0.000E+00	1.000E+04	1.000E+05	3.000E+05	1.000E+06	1.000E+07				
BIS	BIS	BIS	BIS	BIS	BIS	BIS				
1.000E+04	1.000E+05	3.000E+05	1.000E+06	1.000E+07						
CM-248	1.375E-08	1.228E-08	8.061E-09	2.466E-09	2.693E-11					
PU-244	1.323E-12	6.473E-12	1.654E-11	2.278E-11	2.581E-12					
CM-244	7.625E-03	0.000E+00	0.000E+00	0.000E+00	0.000E+00					
PU-240	3.686E+01	2.306E+00	7.267E-05	2.259E-11	2.579E-12					
U-236	9.158E-01	2.511E-01	6.883E-04	8.569E-10	8.180E-14					
TH-232	4.805E-03	4.837E-03	4.837E-03	4.837E-03	2.708E-04					
U-232	4.407E-09	0.000E+00	0.000E+00	0.000E+00	0.000E+00					
CM-245	1.375E-03	1.277E-04	3.607E-08	6.668E-16	0.000E+00					
PU-241	8.069E-01	1.279E-04	3.613E-08	6.677E-16	0.000E+00					
AM-241	9.521E+00	1.350E-04	3.807E-08	6.995E-16	0.000E+00					
NP-237	3.204E-01	2.466E-01	9.429E-02	8.496E-03	4.571E-06					
U-233	4.747E-02	1.433E-01	6.367E-02	5.739E-03	3.088E-06					
TH-229	1.378E-04	1.574E-03	8.938E-04	1.016E-04	1.281E-07					
CM-246	3.885E-04	1.403E-05	1.157E-11	0.000E+00	0.000E+00					
PU-242	1.265E-01	1.142E-01	7.761E-02	2.593E-02	3.477E-04					
AM-242	8.387E-08	0.000E+00	0.000E+00	0.000E+00	0.000E+00					
U-238	9.120E+00	1.339E+00	2.730E-03	4.453E-06	5.965E-08					
PU-238	1.234E+00	0.000E+00	0.000E+00	0.000E+00	0.000E+00					
U-234	7.673E+00	1.142E+00	2.411E-03	2.211E-07	2.921E-09					
TH-230	5.477E-03	1.243E-02	4.488E-03	2.535E-04	3.252E-08					
RA-226	1.169E+00	2.829E+00	9.508E-01	4.412E-02	2.328E-06					
PB-210	2.686E+00	6.523E+00	2.192E+00	1.017E-01	5.368E-06					
PB-206	7.237E-10	7.944E-12	2.636E-12	1.223E-13	6.459E-18					
CM-247	3.184E-09	3.127E-09	2.714E-09	1.769E-09	1.374E-10					
AM-243	1.833E-05	1.350E-06	2.840E-09	1.770E-09	1.375E-10					
PU-239	3.380E+01	1.058E+01	3.564E-01	2.648E-04	1.377E-10					
U-235	2.777E-01	5.245E-02	7.848E-04	5.332E-07	1.457E-13					
PA-231	4.754E-04	5.994E-04	7.415E-05	3.324E-07	8.339E-15					
AC-227	1.569E-02	1.984E-02	2.455E-03	1.100E-05	2.761E-13					

Tab. 7-18: Mittlere Freisetzungsraten ins Deckgebirge für Szenario Ib

U - Ac - ZERFALLSREIHE

NUKLID	HALBWERTSZEIT in a	BERECHNUNG	VERDÜNNUNG FÜR SORPTION
Cm-247	1.6E7	I	-
Am-243	7.4E3	I	-
Pu-239	2.4E4	I	-
U -235	7.0E8	M	variabel
Th-231	3.0E-3	G	1/100
Pa-231	3.3E4	G	unabhängig
Ac-227	2.2E1	G	1/100
Th-227	5.1E-2	G	1/100
Ra-223	3.1E-2	G	unabhängig

U - Ra - ZERFALLSREIHE

NUKLID	HALBWERTSZEIT in a	BERECHNUNG	VERDÜNNUNG FÜR SORPTION
Cm-246	4.7E3	I	-
Pu-242	3.9E5	I	-
Am-242	1.5E2	I	-
U -238	4.5E9	M	variabel
Th-234	6.6E-2	G	1/100
Pu-238	8.8E1	I	-
U -234	2.5E5	M	variabel
Th-230	7.7E4	G	1/100
Ra-226	1.6E3	G	unabhängig
Pb-210	2.2E1	G	1/100
Bi-210	1.4E-2	G	unabhängig
Po-210	3.8E-1	G	unabhängig

- I : Freisetzungen werden bei den langlebigen Töchtern berücksichtigt
- M : Berechnung im Modell
- G : Berechnung der Konzentration aufgrund des radioaktiven Gleichgewichts aus der Konzentration der Mutternuklide
- variabel : Sorption abhängig von der Konzentration entlang des Modells
- unabhängig: Sorption unabhängig von Element- und EDTA-Konzentration
- 1/100 : Sorption bei 100-facher Verringerung der Maximalkonzentration

Tab. 7-19: Berechnung der Nuklidausbreitung für die U-Ac- und U-Ra-Zerfallsreihe

Np - ZERFALLSREIHE

NUKLID	HALBWERTSZEIT in a	BERECHNUNG	VERDÜNNUNG FÜR SORPTION
Cm-245	8.5E 3	I	-
Pu-241	1.4E 1	I	-
Am-241	4.3E 2	I	-
Np-237	2.1E 6	M	unabhängig
U -233	1.6E 5	G	1/100
Th-229	7.3E 3	G	1/10

Th - ZERFALLSREIHE

NUKLID	HALBWERTSZEIT in a	BERECHNUNG	VERDÜNNUNG FÜR SORPTION
Cm-248	3.4E 5	I	-
Pu-244	8.3E 7	I	-
Cm-244	1.8E 1	I	-
Pu-240	6.5E 3	I	-
U -236	2.3E 7	M	variabel
Th-232	1.4E10	M	variabel
Ra-228	5.7E 0	G	unabhängig
Th-228	1.9E 0	G	1/100
Ra-224	1.0E-2	G	unabhängig

- I : Freisetzungen werden bei den langlebigen Töchtern berücksichtigt
- M : Berechnung im Modell
- G : Berechnung der Konzentration aufgrund des radioaktiven Gleichgewichts aus der Konzentration der Mutternuklide
- variabel : Sorption abhängig von der Konzentration entlang des Modells
- unabhängig: Sorption unabhängig von Element- und EDTA-Konzentration
- 1/100,1/10: Sorption bei 100-facher bzw. 10-facher Verringerung der Maximalkonzentration

Tab. 7-20: Berechnung der Nuklidausbreitung für die Np- und Th-Zerfallsreihe

Soweit möglich werden die Konzentrationen von Tochternukliden unter Berücksichtigung von Sorptions- und Zerfallsgleichgewichten aus den Konzentrationen der jeweiligen Mutternuklide berechnet. Dabei wurden nur die Nuklide in den Hauptzerfallswegen betrachtet, da nur sie relevante Beiträge zur Strahlenexposition liefern. Weiter bleiben Nuklide mit einer Halbwertszeit kleiner als 1 Tag unberücksichtigt, da sie wegen ihrer geringen Dosisfaktoren nicht merklich zur Strahlenexposition beitragen. In den Tabellen 7-19 und 7-20 wird die Vorgehensweise für Berechnungen der Zerfallsreihen zu den Szenarien Ia und Ib zusammengefaßt dargestellt.

7.4.2.2 KONZENTRATIONSVERTEILUNG IN DEN AUSBREITUNGSGEBIETEN ZU VERSCHIEDENEN ZEITEN

Bei der eindimensionalen Modellierung der Ausbreitung eines Radionuklids in einem homogenen Medium sind die Konzentrationen zu jedem Zeitpunkt normalverteilt, wenn das Inventar instantan freigesetzt wird. Der Zeitpunkt des Konzentrationsmaximums an einem Ort ergibt sich aus der Transportgeschwindigkeit. Die Normalverteilung wird durch die dispersive Ausbreitung hervorgerufen. Abweichungen von dieser Verteilung treten auf, wenn die Transportgeschwindigkeiten ortsabhängig sind oder die Freisetzung über einen längeren Zeitraum andauert.

Abbildung 7-21 zeigt die Ausbreitung von Jod-129 für Szenario Ib. Die Konzentrationsverteilung wird vom Zerfall und von der Sorption praktisch nicht beeinflußt. Radionuklidrückhaltung durch Sorption findet nicht statt. Eine Änderung der Transportgeschwindigkeit erfolgt lediglich durch die größere Porosität im Kimmeridge. Die Verringerung der Radionuklidkonzentration durch Wasser, das aus dem Liegenden in das Oxford fließt, ist in Abbildung 7-21 nicht enthalten.

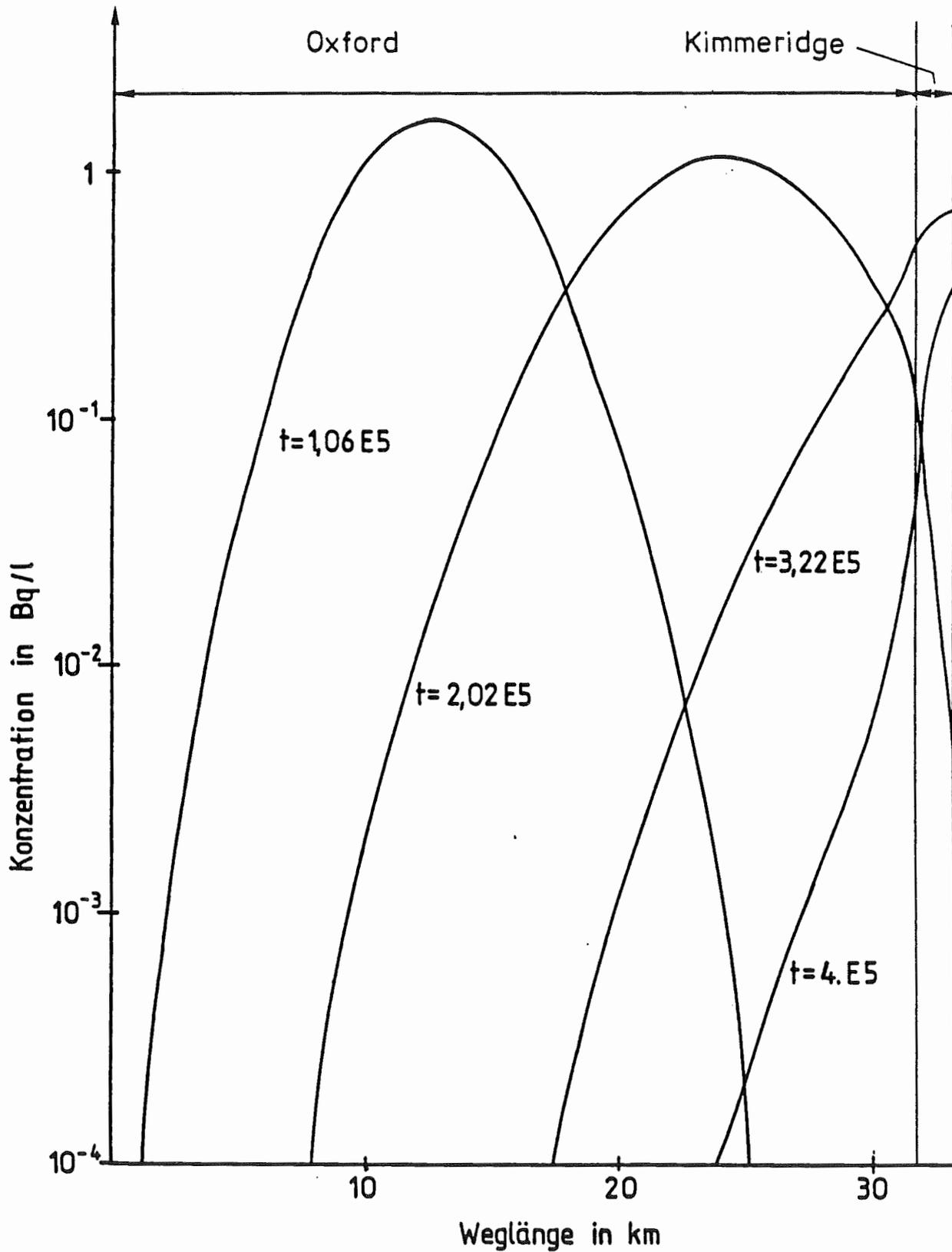


Abb. 7-21: Szenario Ib, Konzentrationsverlauf von J-129 in Abhängigkeit vom Ort bei verschiedenen Zeiten t

Für verschiedene Zeitpunkte ist die Konzentration über dem Ort aufgetragen. Da im Oxford eine konstante Abstandsgeschwindigkeit modelliert ist, entsprechen die Kurven erst bei Annäherung an den Kimmeridge nicht mehr einer Normalverteilung. Die geringere Abstandsgeschwindigkeit im Kimmeridge bewirkt hier größere Konzentrationsgradienten als im Oxford. Das Konzentrationsmaximum für J-129 erreicht nach 328 000 Jahren die Biosphäre.

Abbildung 7-22 zeigt in gleicher Weise Konzentrationsverteilungen für Cl-36 bei Szenario Ia. Chlor wird in den verschiedenen geologischen Schichten dieses Ausbreitungsgebietes nicht sorbiert.

Im wesentlichen wird die Radionuklidenausbreitung bei Szenario Ia durch die gering durchlässigen Unterkreidetone bestimmt. Als frühester Zeitpunkt für die Darstellung des Konzentrationsverlaufs in Abbildung 7-22 wurde 118 000 Jahre gewählt. Zu diesem Zeitpunkt ist bereits der wesentliche Teil des Cl-36 in die Unterkreidetone eingetreten. Die Konzentrationen im Oxford und Kimmeridge sind an den Konzentrationsverlauf in den Tonen angeglichen. Es zeigt sich ein steiler Konzentrationsanstieg und nach Erreichen des Maximums ein ebenso steiler Abfall. Der Konzentrationsgradient verringert sich erheblich vom Übergang in die Plänerkalke an.

Die nächste Kurve zeigt den Konzentrationsverlauf 244 000 Jahre nach Beginn der Freisetzung aus dem Endlager. Inzwischen wirkt sich die Abgabe von Radionukliden aus den Unterkreidetonen auf den Transport in den nächsten Schichten wie eine konstante Quelle aus. Über einen langen Zeitraum treten Radionuklide in nahezu gleichbleibender Konzentration in die Oberkreide ein. Diese Konzentrationen setzen sich, nur wenig durch Dispersion verringert, bis zum Ende des Modells fort. Das Konzentrationsmaximum in der Biosphäre tritt für Cl-36 nach 303 000 Jahren auf.

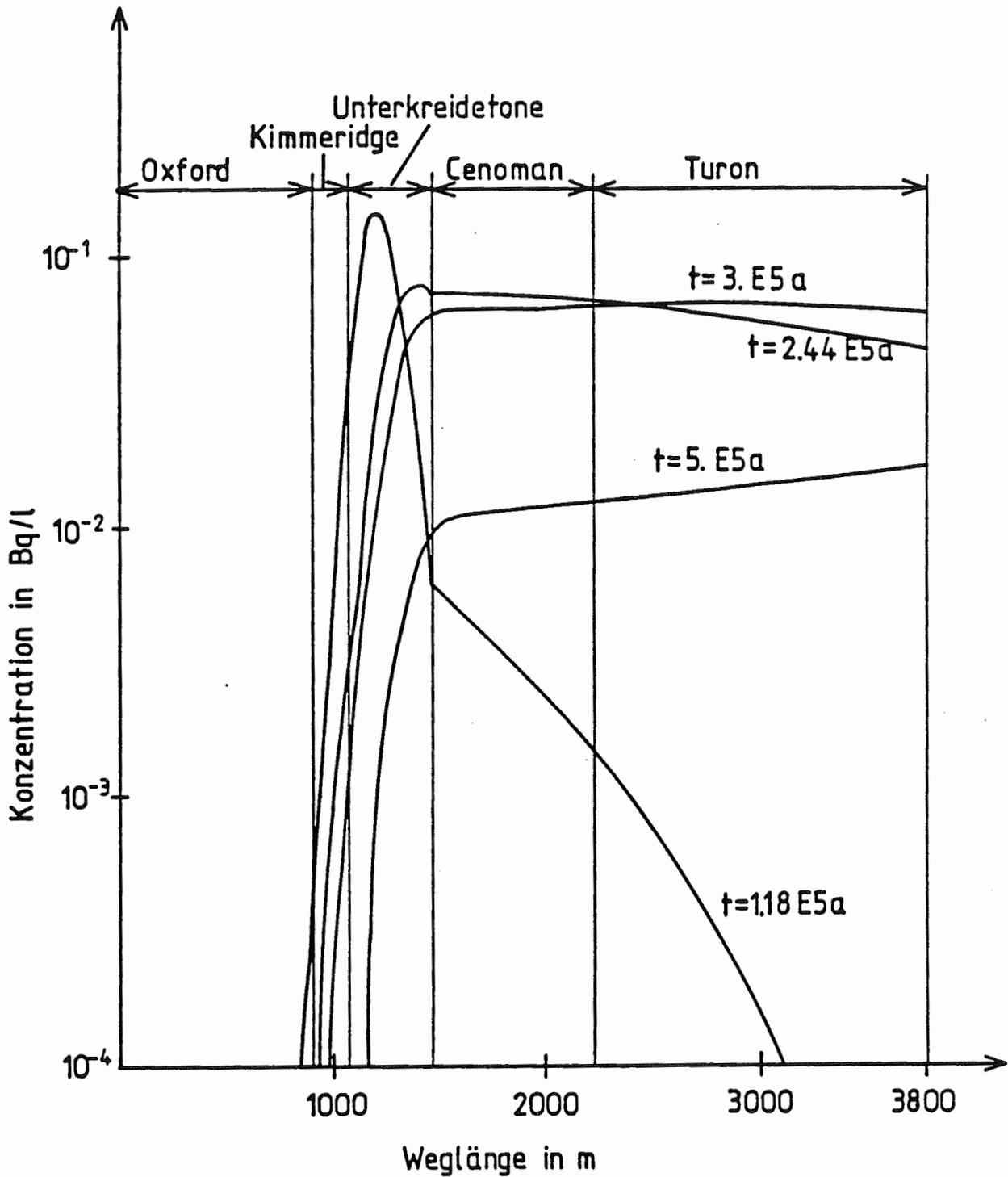


Abb. 7-22: Szenario Ia, Konzentrationsverlauf von Cl-36 in Abhängigkeit vom Ort bei verschiedenen Zeiten t

Die unterschiedlichen Transportgeschwindigkeiten entlang des Ausbreitungsweges führen dazu, daß die Radionuklidkonzentrationen über dem Ort nicht mehr normalverteilt sind. Der Zeitpunkt, zu dem im quartären Grundwasser eine maximale Radionuklidkonzentration auftritt, läßt sich durch Dispersions- und Zerfallsvorgänge erklären.

Erheblich komplizierter sind die Konzentrationsverläufe für die meisten anderen Radionuklide. Neben konvektivem Transport und Dispersion wirken sich unterschiedliche Sorption entlang der Ausbreitungswege aus. Die Konzentrationsverteilung im Modell wird in der ersten Zeit nach dem Beginn des Transports z.T. noch durch die Freisetzung aus dem Endlager beeinflusst. Später macht sich bei einigen Radionukliden der Zerfall deutlich bemerkbar. Einzelne Transportmechanismen können nicht mehr isoliert betrachtet werden.

7.4.2.3 MAXIMALE RADIONUKLIDKONZENTRATIONEN ENTLANG DER AUSBREITUNGS- WEGE

Die maximale Radionuklidkonzentration nimmt bei der eindimensionalen Ausbreitung in einem homogenen Medium entlang des zurückgelegten Weges x mit $1/x^{0,5}$ ab. Voraussetzung dafür ist, daß die Freisetzungszeit im Vergleich zur Transportzeit kurz ist und der Zerfall keine Rolle spielt. Weiterhin müssen Transportgeschwindigkeit und Dispersion konstant sein.

Bei einigen Radionukliden wie z.B. J-129 sind diese Bedingungen in Szenario Ib weitgehend erfüllt. In Abbildung 7-23 ist die maximale Konzentration von J-129 über dem Weg aufgetragen. Es ist zu erkennen, daß lediglich gegen Ende des Ausbreitungsgebietes die Konzentrationen schneller abnehmen. Ursache dafür ist der langsamere Transport im Kimmeridge, der durch die größere Porosität von 0,1 (0,02 im Oxford) hervorgerufen wird.

Ebenfalls in Abbildung 7-23 dargestellt ist die Änderung der Konzentrationsmaxima für U-238. Hier wurde ab ca. 7 km Entfernung vom Freisetzungsort eine leicht erhöhte Sorption berücksichtigt. Dadurch nimmt die maximale Konzentration nach ca. 7 km etwas schneller ab. Die Verringerung der Nuklidkonzentrationen durch die Zufuhr von Wasser aus dem Liegenden des Oxford ist in den dargestellten Konzentrationen nicht enthalten.

Abbildung 7-24 zeigt maximale Konzentrationen von Cl-36 und U-238 in Abhängigkeit vom zurückgelegten Weg in Szenario Ia. Im Modell für Szenario Ia sind unterschiedliche Abstandsgeschwindigkeiten und bei U-238 unterschiedliche Sorption entlang des Ausbreitungsweges zu berücksichtigen. Für Cl-36 ist zu Beginn des relativ schnellen Transports im Oxford der Einfluß der angenommenen konstanten Freisetzung aus dem Grubengebäude über 10 000 Jahre zu erkennen. U-238 bewegt sich wegen seiner Sorption bereits im Oxford erheblich langsamer als Cl-36. In den Unterkreidetonen nehmen die maximalen Konzentrationen schnell ab und bleiben dann in den Oberkreidekalken nahezu unverändert.

7.4.2.4 RADIONUKLIDKONZENTRATIONEN IM QUARTÄREN GRUNDWASSER FÜR SZENARIO Ia

Tabelle 7-21 zeigt für alle relevanten Radionuklide die maximalen Konzentrationen C_{\max} im quartären Grundwasser und den Zeitpunkt t_{\max} , zu dem diese Konzentrationen auftreten. Die Vermischung des Tiefenwassers mit dem quartären Grundwasser ist in den angegebenen Konzentrationen berücksichtigt. In Szenario Ia tritt ein Konzentrationsmaximum als erstes für Cl-36 nach etwa 300 000 Jahren ein. Alle anderen betrachteten Spaltprodukte erreichen das Quartär aufgrund ihrer Sorption später. Zum Beispiel hat Ca-41 eine geringe Sorption im Turon. Der Transport von Jod wird in erheblichem Maße durch Sorption im Cenoman verzögert. Daraus resultiert die Ankunftszeit von 3,7 Mio. Jahren bei Szenario Ia.

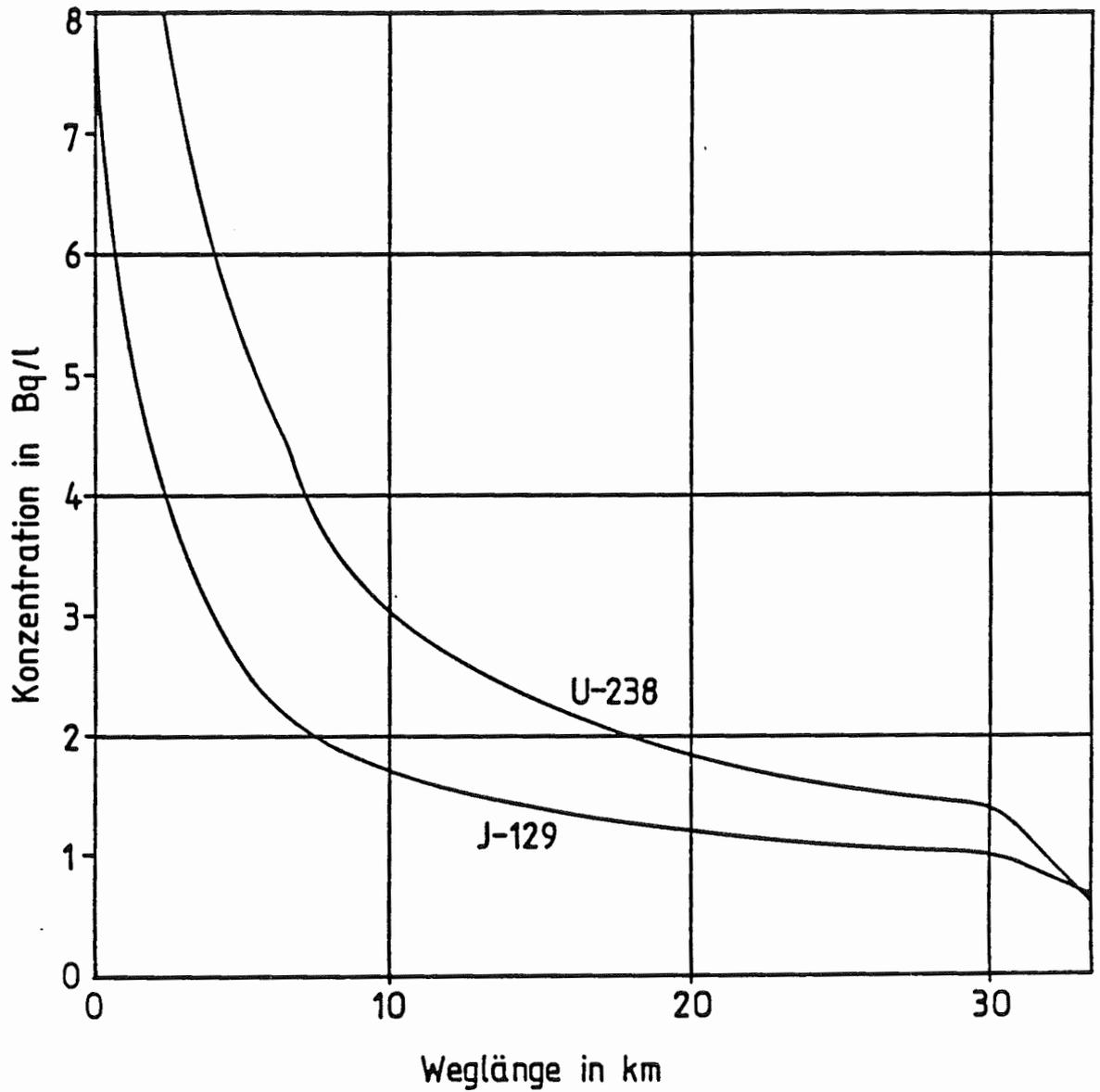


Abb. 7-23: Szenario Ib, maximale Konzentration von J-129 und U-238 in Abhängigkeit vom Ort

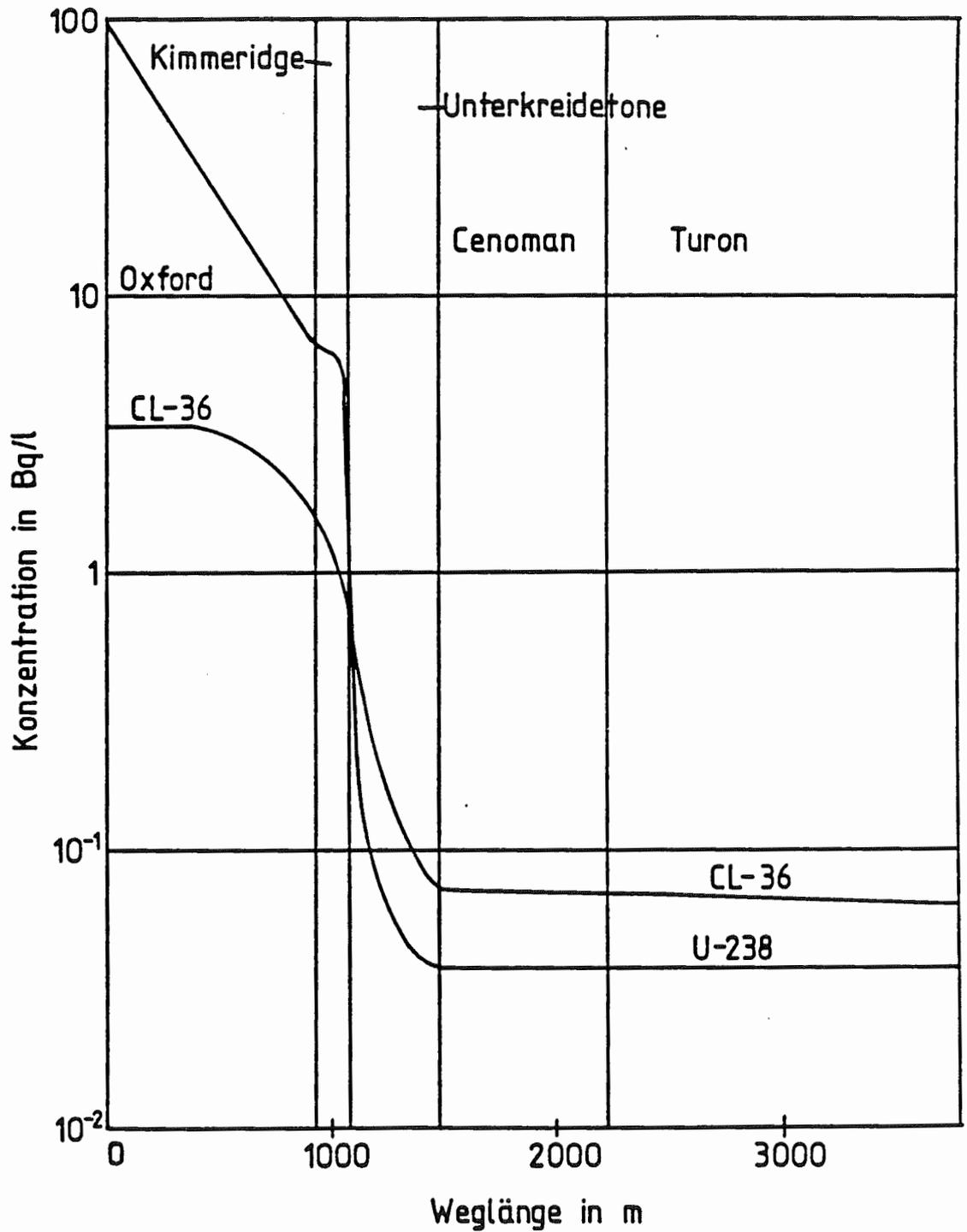


Abb. 7-24: Szenario Ia, maximale Konzentration von Cl-36 und U-238 in Abhängigkeit vom Ort

NUKLID	SZENARIO Ia		SZENARIO Ib	
	t_{\max} in a	C_{\max} in Bq/l	t_{\max} in a	C_{\max} in Bq/l
C1- 36	3.03E5	6.33E- 3	3.22E5	3.17E- 3
Ca- 41	7.26E5	8.97E- 6	3.06E5	6.43E- 4
Se- 79	1.05E6	1.40E- 9	6.00E5	2.71E- 6
Tc- 99	1.12E6	6.51E- 3	2.22E6	7.84E- 5
J -129	3.69E6	1.86E- 3	3.28E5	9.27E- 3
JA-129	3.69E6	3.02E- 1	3.28E5	1.50
U -236	4.80E7	1.25E- 4	1.10E7	9.56E- 4
Th-232	> 5.00E8	< 6.50E- 6	> 4.00E8	< 3.50E- 6
Ra-228	> 5.00E8	< 3.54E- 5	> 4.00E8	< 6.57E- 4
Th-228	> 5.00E8	< 6.50E- 6	> 4.00E8	< 3.50E- 6
Ra-224	> 5.00E8	< 3.54E- 5	> 4.00E8	< 6.57E- 4
Np-237	> 5.00E7	< 5.80E-11	> 5.00E7	< 5.30E-11
U -233	> 5.00E7	< 3.80E- 9	> 5.00E7	< 6.00E-10
Th-229	> 5.00E7	< 3.90E-11	> 5.00E7	< 2.10E-12
U -238	5.67E7	3.79E- 3	1.10E7	8.86E- 3
Th-234	5.07E7	3.82E- 5	1.10E7	3.12E- 5
U -234	5.67E7	3.81E- 3	1.10E7	8.86E- 3
Th-230	5.67E7	3.85E- 5	1.10E7	3.14E- 5
Ra-226	5.67E7	2.10E- 4	1.10E7	5.79E- 3
Pb-210	5.67E7	1.92E- 3	1.10E7	5.84E- 4
Bi-210	5.67E7	1.92E- 3	1.10E7	5.84E- 4
Po-210	5.67E7	2.31E- 5	1.10E7	2.34E- 5
U -235	5.67E7	1.31E- 4	1.10E7	3.14E- 4
Th-231	5.67E7	1.32E- 6	1.10E7	1.11E- 6
Pa-231	5.67E7	7.96E- 7	1.10E7	8.30E- 7
Ac-227	5.67E7	2.65E- 6	1.10E7	1.38E- 5
Th-227	5.67E7	1.32E- 6	1.10E7	1.11E- 6
Ra-223	5.67E7	7.22E- 6	1.10E7	2.05E- 4
Grund- wasser	3.81E5		3.38E5	

Tab. 7-21: Szenario Ia und Szenario Ib, Ergebnisse der Ausbreitungsrechnungen, maximale Konzentration im quartären Grundwasser (C_{\max}) und Ankunftszeit des Maximums (t_{\max})

U-235, U-236 und U-238 breiten sich mit gleicher Geschwindigkeit aus. Während U-238 und U-235 kaum durch Zerfall beeinflusst werden, verringern sich die Konzentrationen von U-236 entlang des Ausbreitungsweges durch radioaktiven Zerfall (Halbwertszeit 23 Mio. Jahre). Die aus U-236 resultierende Konzentration von Th-232 im quartären Grundwasser ist geringer als die Konzentrationen, die durch die Freisetzung von Th-232 aus dem Endlager entlang des Ausbreitungsweges vorliegen. Wegen starker Rückhaltung durch Sorption bewegt sich Th-232 sehr langsam. Nach einer Transportzeit von 500 Mio. Jahren ist noch kein Konzentrationsmaximum im quartären Grundwasser erreicht. Die maximale Konzentration im Ausbreitungsgebiet (Block 40) liegt bereits unter $6,5 \cdot 10^{-6}$ Bq/l.

Np-237 wird ebenso wie Th-232 nach der Freisetzung aus dem Endlager nur sehr langsam transportiert. 50 Mio. Jahre nach Beginn der Freisetzung beträgt die maximale Konzentration von Np-237 im Ausbreitungsgebiet $5,8 \cdot 10^{-11}$ Bq/l. Dieser Wert tritt bereits nach einem Drittel des Ausbreitungsweges auf (Block 43). Entsprechend niedrig liegen auch die Konzentrationen von U-233 und Th-229. Auf dem weiteren Weg zur Biosphäre vermindern sich diese Konzentrationen.

Abbildung 7-25 zeigt den zeitlichen Verlauf der Radionuklidkonzentrationen im Quartär für das Szenario Ia.

7.4.2.5 RADIONUKLIDKONZENTRATIONEN IM QUARTÄREN GRUNDWASSER FÜR SZENARIO Ib

Die maximalen Konzentrationen und ihre Ankunftszeit im quartären Grundwasser nach einer Ausbreitung im Oxford zeigt der rechte Teil der Tabelle 7-21. In den angegebenen Konzentrationen ist die Zufuhr von Wasser aus dem Dogger und die Verdünnung im Quartär enthalten.

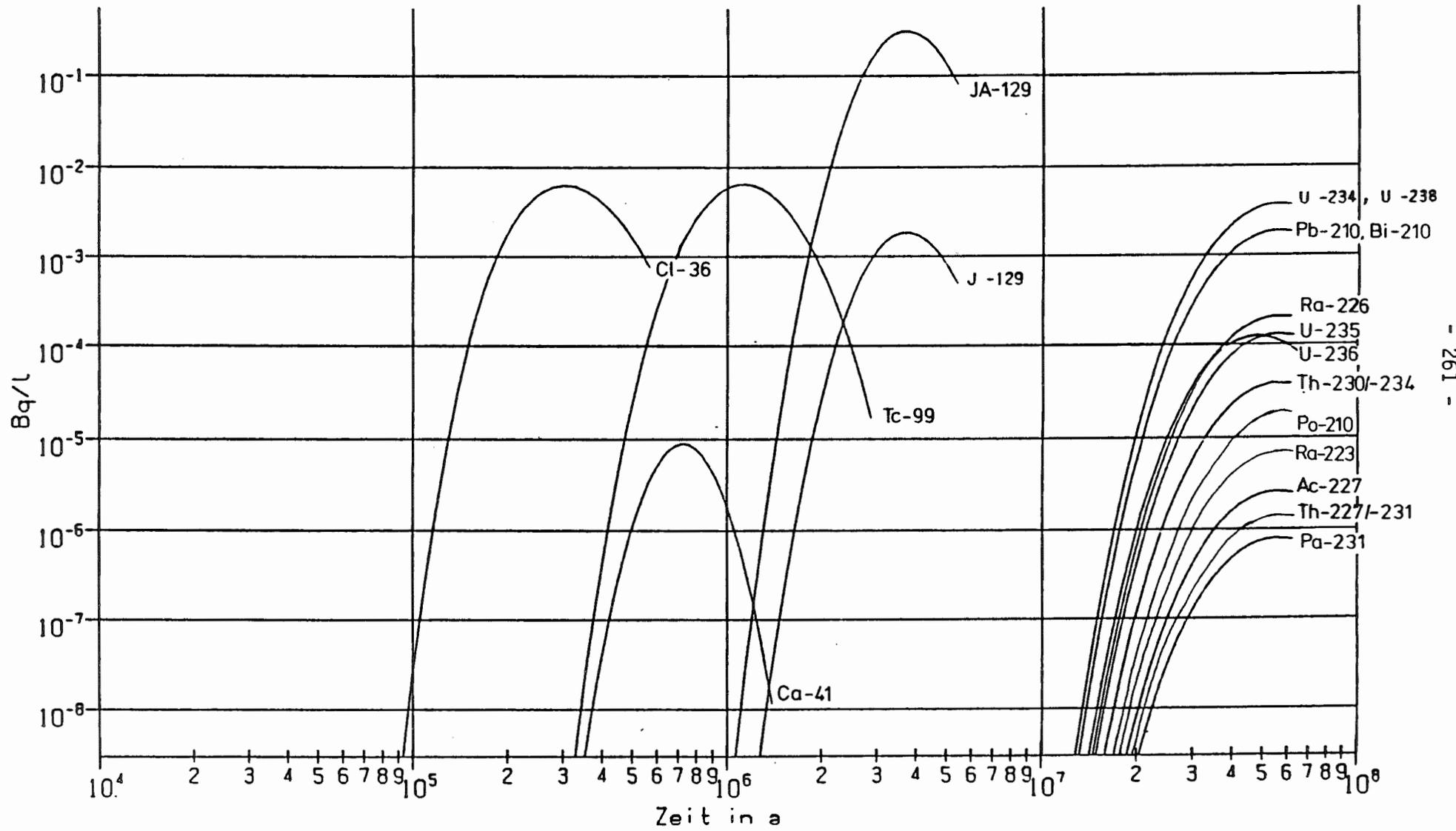


Abb. 7-25: Nuklidkonzentrationen in Bq/l im Quartär, Szenario Ia

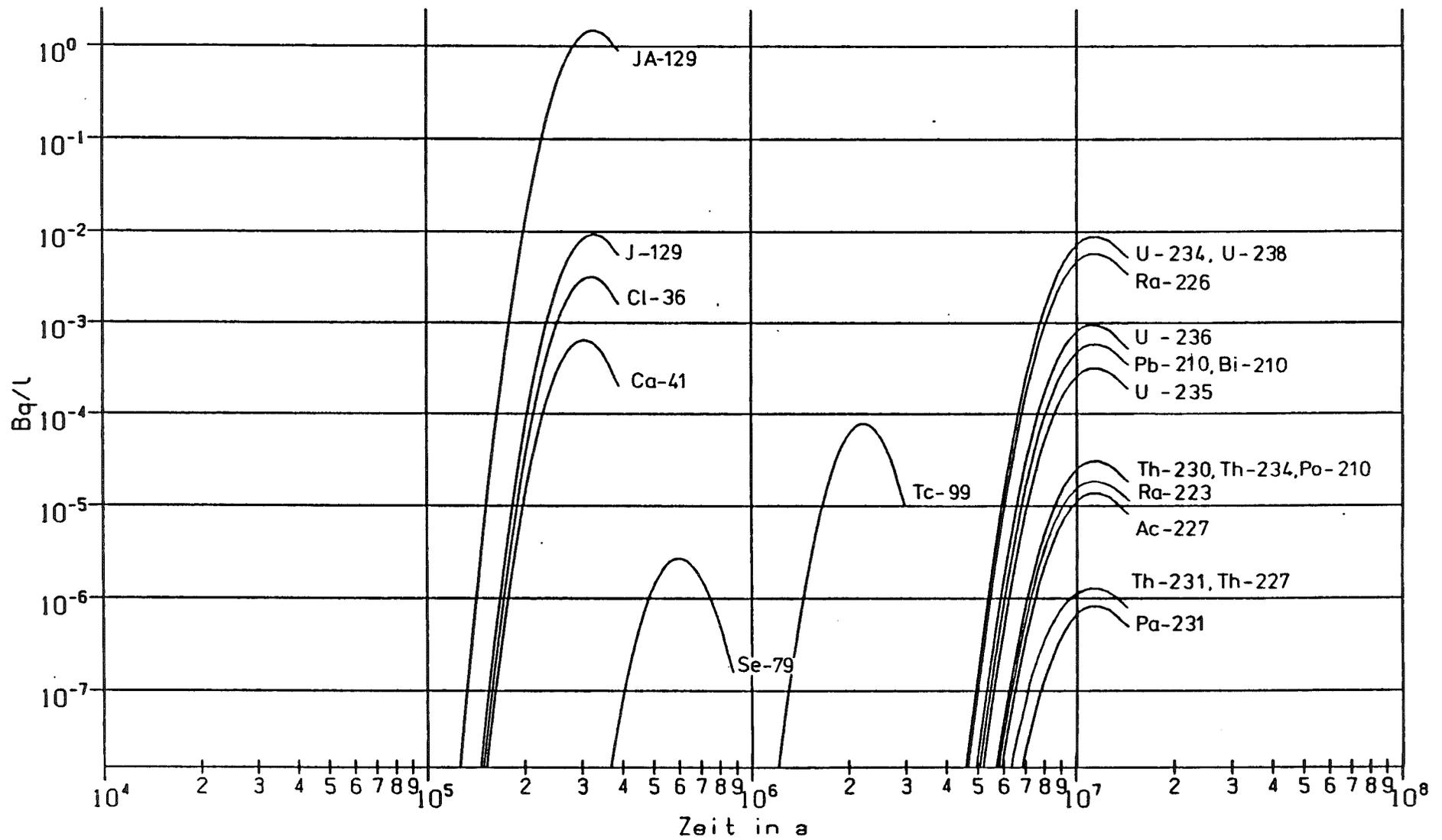


Abb. 7-26: Nuklidkonzentrationen in Bq/l im Quartär, Szenario Ib

Jod, Chlor und Calcium werden im Ausbreitungsgebiet des Szenario Ib nicht durch Sorption zurückgehalten. Der Zeitpunkt des Auftretens der maximalen Konzentrationen verringert sich leicht in dem Maße, wie radioaktiver Zerfall sich auswirkt.

Für Th-232 und Np-237 einschließlich seiner Zerfallsprodukte werden ähnlich wie bei den Berechnungen für das Szenario Ia Konzentrationsmaxima genannt, die noch innerhalb des Oxford auftreten. Für Np-237, U-233 und Th-229 liegen diese Werte ungefähr nach der Hälfte des Ausbreitungsweges vor (Block 67). Für Th-232 wird das Maximum 400 Mio. Jahre nach Beginn der Freisetzung nach 11 km, also nach einem Drittel des Weges, erreicht (Block 38).

Die Konzentrationsmaxima der Uran-Isotope und ihrer Zerfallsprodukte treten gleichzeitig im quartären Grundwasser auf. Der Zeitpunkt ist etwa 5 mal früher als in Szenario Ia. In dieser Zeit wirkt sich für U-236 der radioaktive Zerfall noch nicht wesentlich aus.

Der zeitliche Verlauf der Radionuklidkonzentrationen im quartären Grundwasser in der Nähe von Calberlah ist in Abbildung 7-26 dargestellt.

7.4.2.6 ERGEBNISSE FÜR DAS SZENARIO Ic

In Szenario Ic wird die Ausbreitung von kontaminiertem Wasser in den Doggertonen und im Cornbrash-Sandstein behandelt. In diesem Fall erreicht nur ein kleiner Teil des Wassers aus dem Endlager nach einer Laufzeit von mehr als einer Million Jahre die Biosphäre. Deshalb ist anzunehmen, daß das Szenario Ic in seiner Bedeutung gegenüber Szenario Ib zurücktritt. Um diese Annahme zu belegen, wird die Radionuklidausbreitung allein durch die Doggertone betrachtet. Dazu können mit Hilfe der Gleichung (7-22) Abschätzungen durchgeführt werden.

Diese Gleichung beschreibt die eindimensionale Ausbreitung einer Deltaquelle in einem homogenen porösen Medium. Unter Berücksichtigung von Diffusion, Dispersion, Sorption und Zerfall wird das Konzentrationsmaximum nach der Durchwanderung der Doggertone bestimmt. In Gleichung (7-22) gehen das Inventar und die durchströmte Fläche ein. Da von der Durchströmungsrate durch das Endlager (1 620 m³/a) nur 90 m³/a ins Liegende des Oxford eintreten, wird von dem ins Endlager eingebrachten Inventar nur der Teil 90/1 620 = 5,5 · 10⁻² bei der Abschätzung angesetzt.

$$C(x,t) = \frac{I^* \cdot e^{-\lambda t}}{F \cdot n \cdot A \cdot R_s \sqrt{4 \pi D^* t}} \cdot e^{-\frac{(x - \frac{v}{R_s} \cdot t)^2}{4 \cdot D^* \cdot t}} \quad (7-22)$$

$$D^* = \alpha_L \frac{v}{R_s} + \frac{D_M}{n \cdot R_s}$$

- I* : anteiliges Inventar in Bq
- λ : Zerfallskonstante in a⁻¹
- t : Zeitvariable in a
- R_s : Retardationsfaktor -
- x : Ortsvariable in m

- n = 0,1 : Porosität
- α_L = 10 m : longitudinale Dispersionslänge
- D_M = 1 · E-11 m²/s : Diffusionskoeffizient
- v = 9,6 E-5 m/a : Abstandsgeschwindigkeit
- A = 9,375 E6 m² : Querschnittsfläche
- F = 1350 : Verdünnungsfaktor durch Zumischen von anderen Wässern

Die Retardationsfaktoren werden entsprechend der nuklidspezifischen K_d -Werte für die Doggertone (Tabelle 5-10) ermittelt. Es wird angenommen, daß für die K_d -Werte ebenso wie in Szenario Ib von einer Verringerung der Element- und EDTA-Konzentration gegenüber denen im Endlager um den Faktor 10 auszugehen ist.

Bei einer Weglänge von ca. 100 m wird die longitudinale Dispersionslänge mit 10 m angesetzt. Der molekulare Diffusionskoeffizient beträgt wie bei den übrigen Szenarien $10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$. Die Doggertone haben eine Porosität von 10 %.

Die Vorgänge bei der weiteren Radionuklidausbreitung nach Verlassen der Doggertone werden durch Faktoren berücksichtigt. Der Verdünnungsfaktor F aus Gleichung (7-22) setzt sich aus folgenden Faktoren zusammen:

- Verringerung auf 1/22,5 wegen der Vermischung der $90 \text{ m}^3/\text{a}$ des kontaminierten Grubenwassers mit der Wassermenge von $2\,030 \text{ m}^3/\text{a}$, die im Cornbrash fließen.
- Verringerung auf 1/6 wegen der Wasserzufuhr aus dem Liegenden in den Cornbrash entlang des Fließweges.
- Verringerung auf 1/10 wegen der Verdünnung im quartären Grundwasser.

In Tabelle 7-22 sind die Ergebnisse der analytischen Rechnungen zusammengestellt. Sie weisen nahezu in allen Fällen niedrigere Konzentrationen auf als die Ergebnisse für die beiden anderen Szenarien (siehe Unterkapitel 7.4.2.3 und 7.4.2.4). Lediglich für Se-79 ergibt sich eine

NUKLID	ANTEILIGES INVENTAR in Bq	R _S	t _{max} in a	C _{max} in Bq/l
Cl- 36	6.06E 9	1.00	3.5E5	8.06E-6
Ca- 41	8.44E10	1.00	2.2E5	2.02E-5
Se- 79	6.67E 9	3.08	4.0E5	1.12E-8
Tc- 99	1.47E12	6.20	9.5E5	6.95E-6
J -129	8.56E 9	2.04	1.3E6	1.54E-5
JA-129	1.39E12	2.04	1.3E6	2.49E-3
U -236	5.61E10	21.80	1.2E7	6.88E-6
U -238	3.72E11	21.80	1.4E7	6.60E-5
U -235	1.35E10	21.80	1.4E7	2.37E-6
Th-232	1.27E10	833.00	5.5E8	5.75E-8

R_S : Retardationswert im Doggerton
t_{max} : Ankunftszeit des Maximums an der Schichtgrenze zum Cornbrash
C_{max} : Konzentrationsmaximum

Tab. 7-22: Ergebnisse für das Szenario Ic

höhere Konzentration als bei Szenario Ia. In Szenario Ia hat Se-79 bis zum Erreichen des Maximums in der Biosphäre eine längere Laufzeit und zerfällt damit mehr.

Für die Zerfallsreihen ist jeweils nur die Ausbreitung der Radionuklide berechnet worden, die eigenständig wandern und die Biosphäre erreichen. Da bei den Folgeprodukten, die im radioaktiven Gleichgewicht zu ihren Mutternukliden stehen, die K_d -Werte im Doggerton und Cornbrash ebenso groß oder größer sind als die im Kimmeridge, ergeben sich für Szenario Ic in jedem Fall geringere Konzentrationen als im Szenario Ib.

Nicht berücksichtigt sind bei der analytischen Berechnung der Radionuklidenausbreitung für das Szenario Ic die Dauer der Freisetzung aus dem Endlager sowie die Transportzeit und Dispersion im Cornbrash. Bei einer Modellrechnung würden durch die Nachbildung auch dieser Vorgänge noch geringere Konzentrationen in der Biosphäre resultieren.

7.4.2.7 PARAMETERVARIATIONEN FÜR DIE AUSBREITUNG IM DECKGEBIRGE

Der Einfluß einzelner Eingangsparameter der Ausbreitungsrechnungen auf die Maximalkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser wurde anhand von Parametervariationen untersucht. Die Ergebnisse werden exemplarisch für U-238 bei Szenario Ib dargestellt.

Die Ausbreitung der Radionuklide durch das Oxford und den Kimmeridge werden durch die Sorption und die longitudinale Dispersion beeinflusst. Daher bieten sich die K_d -Werte und die Dispersionslängen als Parameter zur Variation an.

Verdoppelung bzw. Halbierung der K_d -Werte für Uran aus der Referenzrechnung (siehe Tabelle 7-5) führt zu einer entsprechenden Erhöhung bzw. Verringerung des Konzentrationsmaximums von U-238 im quartären Grundwasser um den Faktor 2. Die Zeitdauer bis zum Erreichen dieses Maximums wird in den Varianten halbiert bzw. verdoppelt.

Die Vergrößerung der longitudinalen Dispersionslänge führt zu einer weiträumigeren Verteilung der Radionuklide im Wasser. Verdoppelt man etwa die Dispersionslänge von 200 m auf 400 m, so ergibt sich ein Konzentrationsmaximum für U-238 im oberflächennahen Grundwasser, das etwa 18 % niedriger als das entsprechende Konzentrationsmaximum der Referenzrechnung ist. Eine erneute Variation der K_d -Werte für Uran bei dieser größeren Dispersionslänge zeigt, daß sich die Proportionalität zu dem Konzentrationsmaximum von U-238 dann etwas abschwächt.

In Unterkapitel 7.4.1.5 wird der Einfluß der Durchströmungsrate im Lagerbereich auf die Freisetzung aus dem Grubengebäude beschrieben. Es zeigt sich, daß eine höhere Durchströmungsrate etwa für U-238 zwar die Dauer der Freisetzung aus dem Grubengebäude verkürzt, aber die Freisetzungsmenge nicht beeinflusst.

In Fortführung dieser Variation wird Szenario Ib mit einer Durchströmungsrate von $8\ 100\ \text{m}^3/\text{a}$ im Lagerbereich und im gesamten Ausbreitungsgebiet gerechnet. Es zeigt sich, daß das Konzentrationsmaximum für U-238 im quartären Grundwasser nach 1/5 der Zeitdauer auftritt, nach der es im Referenzfall errechnet wird. Die Höhe des Konzentrationsmaximums wird durch die größere Durchströmungsrate nicht verändert.

Die Ergebnisse der Variationen zur Nuklidausbreitung bei Szenario Ib sind in Tabelle 7-23 zusammengestellt.

Änderung gegenüber dem Referenzfall	Maximale U-238-Konzentration im quartären Grundwasser in Bq/l	Zeitpunkt in a, zu dem das Maximum auftritt
$\alpha_L = 400$ m	7.3E-3	1.08E7
$K_d(\text{Uran})$ halbiert	1.7E-2	5.80E6
$K_d(\text{Uran})$ verdoppelt	4.5E-3	2.20E7
$\alpha_L = 400$ m und $K_d(\text{Uran})$ halbiert	1.4E-2	5.80E6
$\alpha_L = 400$ m und $K_d(\text{Uran})$ verdoppelt	3.7E-3	2.20E7
$S_L = 8\ 100\ \text{m}^3/\text{a}$ im Lagerbereich und im gesamten Ausbreitungsgebiet	8.9E-3	2.30E6

$K_d(\text{Uran})$ wie in Tab. 7-5

Tab. 7-23: Parametervariationen zur Nuklidausbreitung bei Szenario Ib

7.4.3 RADIOLOGISCHE KONSEQUENZEN

Zur Bewertung der betrachteten Szenarien werden die Strahlenexpositionen dargestellt, zu denen die Kontamination des quartären Grundwassers führt. Sie ergeben sich für jedes Nuklid als Produkt seiner Maximalkonzentration im oberflächennahen Grundwasser mit den Dosiskonversionsfaktoren.

Die maximalen nuklidspezifischen Aktivitätskonzentrationen liegen als Ergebnisse der Ausbreitungsrechnungen im Deckgebirge für die Szenarien Ia und Ib in Tabelle 7-21 und für Szenario Ic in Tabelle 7-22 vor. Die Konzentrationen bei Szenario Ic sind deutlich geringer als bei Szenario Ib, so daß auf eine Darstellung der Strahlenexposition bei Szenario Ic verzichtet wird.

Die Dosiskonversionsfaktoren sind in Unterkapitel 6.8 zusammengestellt. Sie ergeben sich zum einen aus der gegenwärtigen Strahlenschutzverordnung (StrlSchV). Zum anderen sind die wahrscheinlichen Dosiskonversionsfaktoren einer zukünftigen Strahlenschutzverordnung angegeben, da eine Novellierung der gegenwärtigen ansteht.

Die resultierenden Strahlenexpositionen sind für die beiden Szenarien in den Tabellen 7-24 und 7-25 zusammengestellt. Im einzelnen werden jeweils für Erwachsene und Kleinkinder folgende Angaben gemacht:

- Die Organdosis nach der derzeitigen Strahlenschutzverordnung, die auf den Publikationen 2 und 6 der "International Commission on Radiological Protection (ICRP)" beruht. Dabei findet das Konzept des kritischen Organs Anwendung, d.h., die Strahlenbelastung eines Organismus' wird aufgrund derjenigen Organdosis beurteilt, die im Verhältnis zu den in der Strahlenschutzverordnung festgelegten Organdosisgrenzwerten den höchsten Wert erreicht.

- Das effektive Folgedosisäquivalent (Effektivdosis) nach Publikation 30 der ICRP, auf der die zukünftige Strahlenschutzverordnung beruhen wird.
- Die Organdosis nach Publikation 30 der ICRP. Hier findet wieder das Prinzip des kritischen Organs Anwendung, da die zukünftige Strahlenschutzverordnung auch für einzelne Organe Dosisgrenzwerte angeben wird.

In den Abbildungen 7-27 und 7-28 sind die Zeitverläufe der Effektivdosen nach der zukünftigen Strahlenschutzverordnung für Erwachsene und Kinder bei Szenario Ib dargestellt.

Durch Variation verschiedener Eingangsparameter der Freisetzungs- und Ausbreitungsrechnungen wurde der Einfluß auf die Strahlenexposition untersucht. Obwohl sich die Parametervariationen auf das Szenario Ib und auf wenige Radionuklide beschränken, sind folgende Abhängigkeiten hinsichtlich langlebiger Radionuklide zu erkennen.

- Aufgrund der langen Transportzeiten durch das Deckgebirge sind die Zeitdauern und Zeitverläufe der Vorgänge Behälterausfall, Mobilisierung aus Abfallbinden und Freisetzung aus dem Grubengebäude praktisch ohne Bedeutung.
- Ausfällungen und Sorptionsvorgänge im Grubengebäude wirken sich zwar auf die Konzentrationen im Nahbereich des Grubengebäudes, jedoch kaum auf die Konzentration im quartären Grundwasser aus.
- Von den Vorgängen im Deckgebirge beeinflußt die Dispersion geringfügig, die Sorption aber deutlich die maximale Strahlenexposition.

NUKLID	ERWACHSENE		KLEINKINDER	
	DERZEITIGE StrlSchV ORGANDOSIS in Sv/a	ZUKÜNFTIGE StrlSchV EFFEKTIVDOSIS in Sv/a	DERZEITIGE StrlSchV ORGANDOSIS in Sv/a	ZUKÜNFTIGE StrlSchV EFFEKTIVDOSIS in Sv/a
C1- 36	6.3 E-07 MD	6.0 E-08	5.9 E-08 RK	0.
Ca- 41	0.	1.7 E-11	8.8 E-11 RK	0.
Se- 79	0.	1.0 E-13	5.0 E-13 NI	0.
Tc- 99	3.5 E-07 MD	4.2 E-08	3.6 E-07 MA	0.
J -129	5.4 E-05 SH	1.4 E-06	4.5 E-05 SH	4.7 E-05 SH
JA-129	8.8 E-03 SH	2.2 E-04	7.2 E-03 SH	7.5 E-03 SH
U -236	1.3 E-07 KN	4.4 E-08	6.6 E-07 KO	0.
Th-232	1.5 E-08 KN	1.6 E-08	4.0 E-07 KO	0.
Ra-228	4.3 E-06 KN	4.3 E-08	6.9 E-07 KO	0.
Th-228	2.1 E-09 KN	1.7 E-09	3.7 E-08 KO	0.
Ra-224	3.3 E-08 KN	7.6 E-09	1.2 E-07 KO	0.
U -238	3.7 E-06 KN	1.3 E-06	1.8 E-05 KO	0.
Th-234	2.3 E-09 MD	2.9 E-10	3.4 E-09 UD	0.
U -234	4.4 E-06 KN	1.4 E-06	2.0 E-05 KO	1.1 E-05 KN
Th-230	7.5 E-08 KN	1.8 E-08	4.6 E-07 KO	0.
Ra-226	9.0 E-05 KN	3.9 E-07	7.3 E-06 KO	0.
Pb-210	1.5 E-05 GK	1.4 E-05	2.0 E-04 KO	0.
Bi-210	4.4 E-08 MD	6.3 E-09	5.6 E-08 UD	0.
Po-210	2.1 E-07 MI	1.5 E-07	1.3 E-06 MI	0.
U -235	1.7 E-07 KN	4.5 E-08	6.3 E-07 KO	0.
Th-231	4.3 E-12 MD	7.0 E-13	6.6 E-12 UD	0.
Pa-231	2.8 E-09 KN	6.8 E-09	1.7 E-07 KO	0.
Ac-227	8.2 E-09 KN	5.8 E-08	1.0 E-06 KO	0.
Th-227	7.9 E-11 MD	2.6 E-11	2.4 E-10 UD	0.
Ra-223	2.5 E-06 KN	3.3 E-09	5.3 E-08 KO	0.

DERZEITIGE StrlSchV	DOSISGRENZWERTE	ZUKÜNFTIGE StrlSchV	DOSISGRENZWERTE
GK Gesamtkörper	3.0 E-04 Sv/a (30 mrem)	SH Schilddrüse	9.0 E-04 Sv/a (90 mrem)
MD Magen-Darm-Trakt	9.0 E-04 Sv/a (90 mrem)	KO Knochenoberfläche	1.8 E-03 Sv/a (180 mrem)
SH Schilddrüse	9.0 E-04 Sv/a (90 mrem)	RK Rotes Knochenmark	3.0 E-04 Sv/a (30 mrem)
KN Knochen	1.8 E-03 Sv/a (180 mrem)	NI Niere	9.0 E-04 Sv/a (90 mrem)
MI Milz	9.0 E-04 Sv/a (90 mrem)	MA Magen	9.0 E-04 Sv/a (90 mrem)
		MI Milz	9.0 E-04 Sv/a (90 mrem)
		UD U Dickdarm	9.0 E-04 Sv/a (90 mrem)

Anmerkung: Ist in den Spalten für die derzeitige StrlSchV ein 0 eingetragen, so liegen keine Angaben zur Berechnung der Strahlenexposition vor.

Tab. 7-24: Strahlenexposition für Szenario Ia

NUKLID	ERWACHSENE		KLEINKINDER	
	DERZEITIGE StrlSchV ORGANDOSIS in Sv/a	ZUKÜNFTIGE StrlSchV EFFEKTIVDOSIS in Sv/a	DERZEITIGE StrlSchV ORGANDOSIS in Sv/a	ZUKÜNFTIGE StrlSchV EFFEKTIVDOSIS in Sv/a
C1- 36	3.2 E-07 MD	3.0 E-08	2.9 E-08 RK	0.
Ca- 41	0.	1.2 E-09	6.3 E-09 RK	0.
Se- 79	0.	1.9 E-10	9.8 E-10 NI	0.
Tc- 99	4.2 E-09 MD	5.1 E-10	4.4 E-09 MA	0.
J -129	2.7 E-04 SH	6.8 E-06	2.2 E-04 SH	2.3 E-04 SH
JA-129	4.4 E-02 SH	1.1 E-03	3.6 E-02 SH	3.8 E-02 SH
U -236	1.0 E-06 KN	3.4 E-07	5.1 E-06 KO	0.
Th-232	8.2 E-09 KN	8.9 E-09	2.2 E-07 KO	0.
Ra-228	8.1 E-05 KN	8.1 E-07	1.3 E-05 KO	0.
Th-228	1.2 E-09 KN	9.1 E-10	2.0 E-08 KO	0.
Ra-224	6.2 E-07 KN	1.4 E-07	2.3 E-06 KO	0.
U -238	8.5 E-06 KN	2.9 E-06	4.3 E-05 KO	0.
Th-234	1.9 E-09 MD	2.4 E-10	2.8 E-09 UD	0.
U -234	1.0 E-05 KN	3.3 E-06	4.7 E-05 KO	2.5 E-05 KN
Th-230	6.1 E-08 KN	1.5 E-08	3.8 E-07 KO	0.
Ra-226	2.5 E-03 KN	1.1 E-05	2.0 E-04 KO	0.
Pb-210	4.7 E-06 GK	4.1 E-06	6.0 E-05 KO	0.
Bi-210	1.4 E-08 MD	1.9 E-09	1.7 E-08 UD	0.
Po-210	2.1 E-07 MI	1.5 E-07	1.3 E-06 MI	0.
U -235	4.1 E-07 KN	1.1 E-07	1.5 E-06 KO	0.
Th-231	3.6 E-12 MD	5.9 E-13	5.6 E-12 UD	0.
Pa-231	2.9 E-09 KN	7.1 E-09	1.8 E-07 KO	0.
Ac-227	4.3 E-08 KN	3.0 E-07	5.3 E-06 KO	0.
Th-227	6.6 E-11 MD	2.2 E-11	2.0 E-10 UD	0.
Ra-223	7.2 E-05 KN	9.3 E-08	1.5 E-06 KO	0.

DERZEITIGE StrlSchV	DOSISGRENZWERTE	ZUKÜNFTIGE StrlSchV	DOSISGRENZWERTE
GK Gesamtkörper	3.0 E-04 Sv/a (30 mrem)	SH Schilddrüse	9.0 E-04 Sv/a (90 mrem)
MD Magen-Darm-Trakt	9.0 E-04 Sv/a (90 mrem)	KO Knochenoberfläche	1.8 E-03 Sv/a (180 mrem)
SH Schilddrüse	9.0 E-04 Sv/a (90 mrem)	RK Rotes Knochenmark	3.0 E-04 Sv/a (30 mrem)
KN Knochen	1.8 E-03 Sv/a (180 mrem)	NI Niere	9.0 E-04 Sv/a (90 mrem)
MI Milz	9.0 E-04 Sv/a (90 mrem)	MA Magen	9.0 E-04 Sv/a (90 mrem)
		MI Milz	9.0 E-04 Sv/a (90 mrem)
		UD U Dickdarm	9.0 E-04 Sv/a (90 mrem)

Anmerkung: Ist in den Spalten für die derzeitige StrlSchV ein 0 eingetragen, so liegen keine Angaben zur Berechnung der Strahlenexposition vor.

Tab. 7-25: Strahlenexposition für Szenario Ib

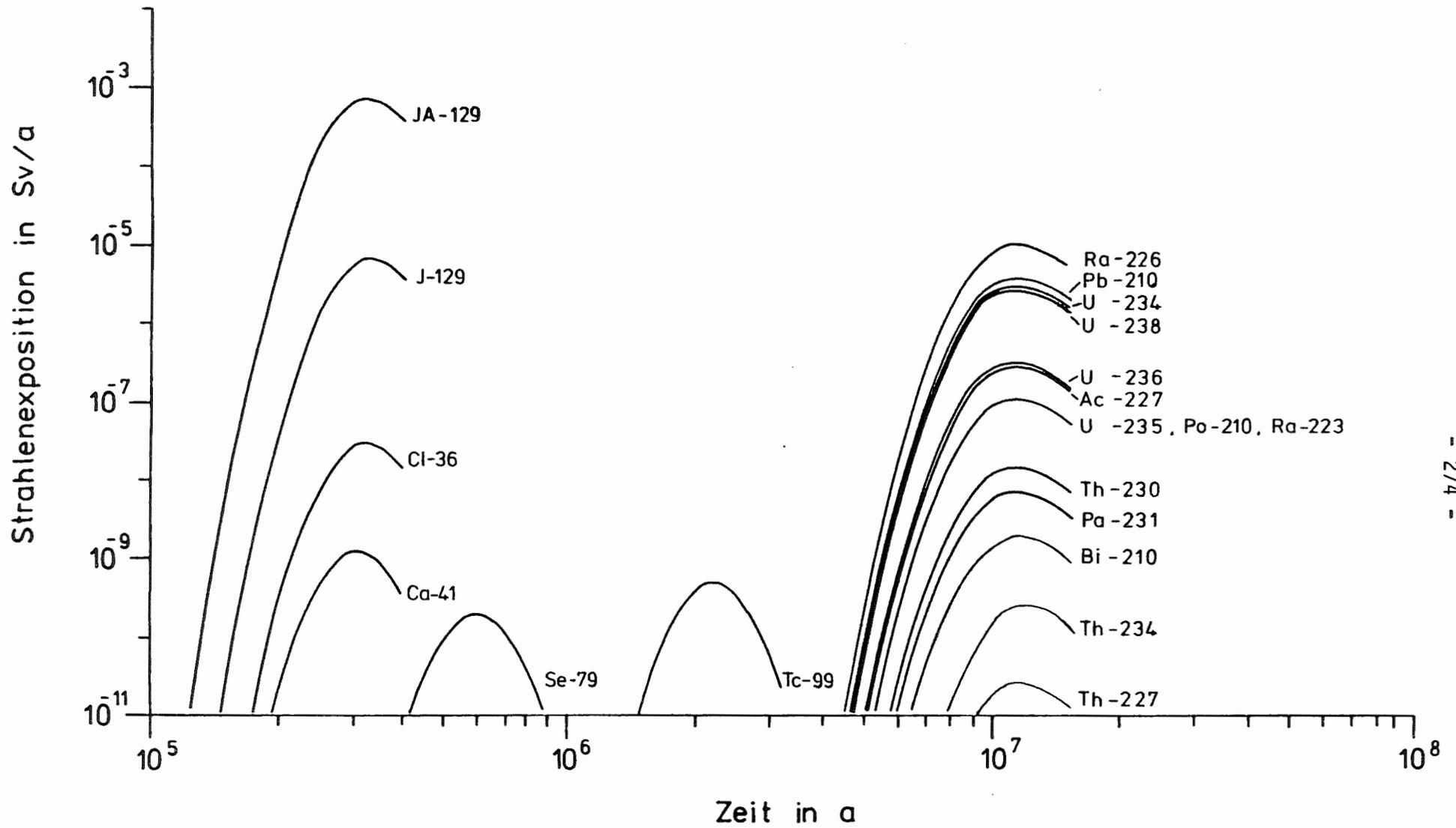


Abb. 7-27: Zeitverläufe der Effektivdosen für Erwachsene bei Szenario Ib

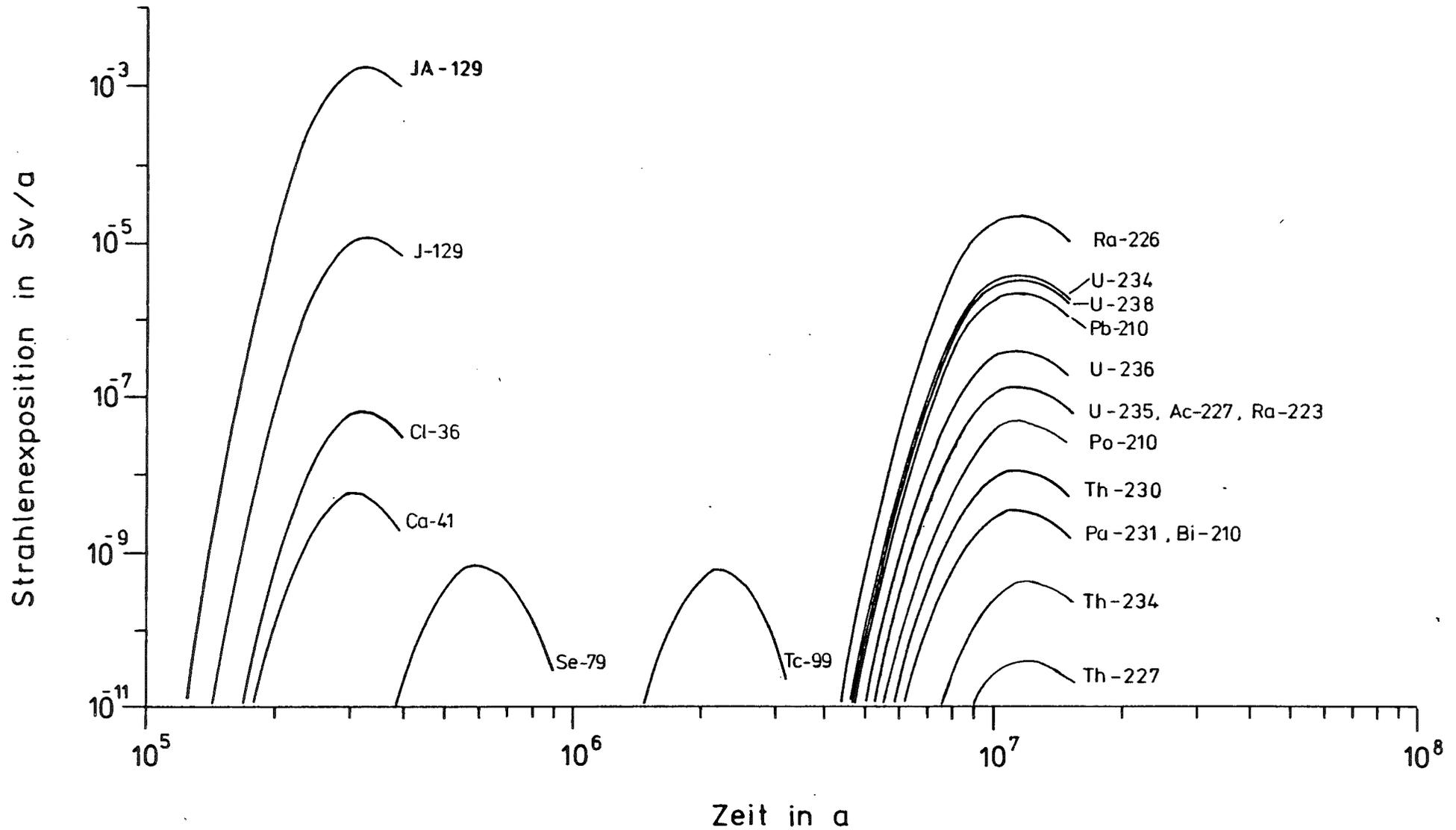


Abb. 7-28: Zeitverläufe der Effektivdosen für Kinder bei Szenario Ib

- Die Durchströmungsgeschwindigkeit des Endlagers sowie der anschließenden Ausbreitungsgebiete wirkt sich zwar auf den Zeitpunkt der Maximalkonzentration in der Biosphäre, nicht jedoch auf die maximale Strahlenexposition aus.

- Einige Parameter beeinflussen direkt die maximale Strahlenexposition. Diese sind die eingelagerten Aktivitätsmengen, die Verdünnungsfaktoren bei der Ausbreitung durch die geologischen Formationen und die Dosisfaktoren.

LITERATURVERZEICHNIS

- /1/ PROJEKT SICHERHEITSSTUDIEN ENTSORGUNG (PSE): Zusammenfassender Abschlußbericht, Hrsg. Projektleitung PSE, Berlin 1985
- /2/ GSF: EMOS-Programmpaket zur Modellierung der Radionuklidfreisetzung aus Endlagern für angenommene Szenarien, EMOS2, Version 2.1, Braunschweig März 1986
- /3/ GSF, INTERA ENVIRONMENTAL CONSULTANTS, INC.: SWIFT Simulator for Waste Injection, Flow and Transport; Version 3.82 vom März 1986
- /4/ DER BUNDESMINISTER DES INNERN (1979): Allgemeine Berechnungsgrundlage für die Stahlenexposition bei radioaktiven Ableitungen mit der Abluft oder in Oberflächengewässern (Richtlinie zu § 45 StrlSchV),
Gemeinsames Ministerialblatt 30, Nr. 21, S. 371-436, 1979,
ergänzt durch:
Gemeinsames Ministerialblatt 33, S. 735-737, 1982 und
Gemeinsames Ministerialblatt 19, S. 380-383. 1985
- /5/ NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG: Karten des Naturraumpotentials von Niedersachsen und Bremen, Bodenkundliche Standortkarten 1:200 000, Blatt Braunschweig, Hannover 1978
- /6/ GSF: Eignungsprüfung der Schachtanlage KONRAD für die Endlagerung radioaktiver Abfälle, GSF-Bericht T-136, München 1982

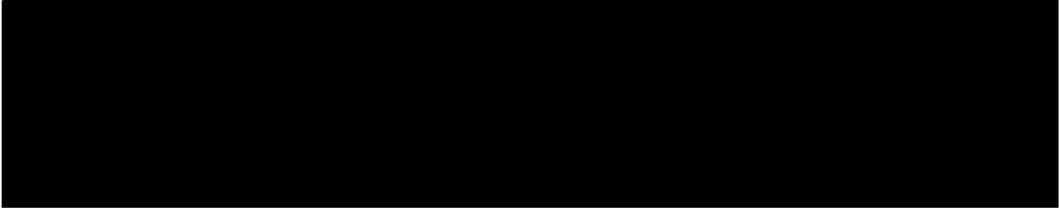
- /7/ KLATT, F.: Technik und Anwendung der Feldberechnung, VEB Verlag Technik, Berlin 1958
- /8/ KLATT, F.: Ergebnisse 18-jähriger Berechnungsversuche, Feldwirtschaft 710, S. 230-233, 1969
- /9/ HEYER, E.: Witterung und Klima, BSB. G. Teubner Verlagsgesellschaft, Leipzig 1981
- /10/ BGR: Hydrogeologie KONRAD - erweiterter Bereich - Zwischenbericht 1984, Hannover 1984
- /11/ BGR: Hydrogeologie im Gebiet der Grube KONRAD, Grundlagen der Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit, Hannover, Juni 1986
- /12/ PTB: Plan Endlager für radioaktive Abfälle, Schachtanlage KONRAD, Salzgitter, März 1986
- /13/ HAUPT, W., POLLMANN, H.: Gutachten über Abbauwirkungen im Deckgebirge der Schachtanlage KONRAD, Bericht im Auftrag der PTB, 1984
- /14/ HÄNSEL, W.: Resthohlraumverfüllung - Entwicklung eines Versatzkonzeptes auf der Basis vorhandener Daten und Unterlagen, Bericht der GSF im Auftrag der PTB; LV-Nr. 2226.01, Arbeitspaket Nr. 3, Braunschweig 1984
- /15/ STORCK, R., RIMKUS, D.: NuklidAuswahl für Aktivitätsinventare eines Endlagers hinsichtlich der Erfordernisse von Langzeitsicherheitsanalysen, Beitrag I in: PSE-Abschlußbericht, Fachband 15, Projekt Sicherheitsstudien Entsorgung (PSE), Berlin 1985

- /16/ BERG, H.P., FISCHER, S., JOHNSEN, P.: Zeitliche Entwicklung der Radionuklidzusammensetzung und Aktivität im Endlager KONRAD während der Betriebszeit und der Nachbetriebsphase, Bericht PTB-SE-IB-4, Braunschweig 1985
- /17/ CROFF, A.G., HAESE, R.L., GROVE, N.B.: Updated decay and photon libraries for the ORIGEN code, Report ORNL/TM-6055 Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee 1979
- /18/ DWK: Persönliche Mitteilung der Deutschen Gesellschaft für die Wiederaufbereitung von Kernbrennstoffen vom 16.02.83: KORIGEN-Abbrand-Rechnung, Wirtschaftlich-Technisches Ingenieurbüro (WTI), Jülich 1982.
- /19/ OELLERS, T.: Vertiefung der Parameter-"Studie zur technischen Planung des Verschlusses der Schächte des geplanten Endlagers KONRAD im Anschluß an die Betriebsphase", Bericht der Deilmann-Haniel GmbH im Auftrag der PTB, Dortmund, Februar 1986
- /20/ GSF: Ventilationstest, Kap. 2 des FE Jahresberichtes 1985 "Untersuchungsprogramm zur Erkundung ausgewählter Eigenschaften von kristallinen Felsformationen für die Endlagerung radioaktiver Abfälle", BMFT Förderungskennzeichen KWA 5315 4, S. 27-67, Braunschweig März 1986
- /21/ BUSCH, K.-H., LUCKNER, L.: Geohydraulik für Studium und Praxis, Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart 1974
- /22/ FREEZE, R.A., CHERRY, J.A.: Groundwater, Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs 1979

- /23/ CARSLAW, H.S., JAEGER, J.C.: Conduction of Heat in Solids, Oxford University Press, London 1959
- /24/ BLEANEY, B.I., BLEANEY, B.: Electricity and Magnetism, Oxford University Press, Oxford 1965
- /25/ KIM, J.I., DIENSTBACH, F.: Redoxpotential und pH - Bestimmungen an Auslauglösungen zementierter Abfallprodukte im geologischen Milieu KONRAD, RCM 01986, Bericht der TU München im Auftrag der PTB, München Juni 1986
- /26/ TITTEL, G., HOLLMANN, A., WARNECKE, E.: Schachtanlage KONRAD: Ableitungen von Sorptionsdaten aus experimentellen Untersuchungen, Bericht PTB-SE-IB-7, Braunschweig Juli 1986 (in Vorbereitung)
- /27/ BRUNNER, H., GANSER, B., LEICHT, R.: Aktivitätsfreisetzung aus Abfallgebinden als Funktion der Zeit mit 4 Anhängen, NUKEM-Bericht im Auftrag der PTB, Hanau September 1985
- /28/ NUKEM: Schreiben der NUKEM GmbH an die PTB, bru/tha, Hanau 09.12.1985
- /29/ BEAR, J.: Dynamics of Fluids in Porous Media, American Elsevier Publishing Company, Inc., New York 1972
- /30/ BÜTOW, E., BRÜHL, G., GÜLKER, M., HEREDIA, L., LÜTKEMEIER-HOSSEINIPOUR, S., NAFF, R., STRUCK, S.: Modellrechnungen zur Ausbreitung von Radionukliden im Deckgebirge, PSE-Abschlußbericht, Fachband 18, Projekt Sicherheitsstudien Entsorgung (PSE), Berlin 1985

- /31/ INTRACOIN: International Nuclide Transport Code Intercomparison Study, Final Report Level 1: Code Verification, SKI-Report 84:3, Swedish Nuclear Power Inspectorate, Stockholm 1984
- /32/ INTRACOIN: International Nuclide Transport Code Intercomparison Study, Final Report Level 2 and 3: Validation and Sensitivity Analysis, SKI-Report in Press, Swedish Nuclear Power Inspectorate, Stockholm 1986
- /33/ HYDROCOIN: Project for Studying Groundwater Hydrology, Modelling Strategies, Progress Report 1-3, Swedish Nuclear Power Inspectorate, Stockholm 1986
- /34/ 
- /35/ JACOBI, W., PARETZKE, H.G., PRÖHL, G., EISFELD, K., FRIEDLAND, W., HENRICH, K., MATTHIES, M., MÜLLER, H.: Potentielle Strahlenexposition durch Nutzung von radioaktiv kontaminiertem Grundwasser, PSE-Abschlußbericht, Fachband 19, Projekt Sicherheitsstudien Entsorgung (PSE), Berlin 1985
- /36/ BUNZL, K.: Transport and Accumulation of Radionuclides in the Soil, A Kinetic Model, GSF-Bericht, S-527, München 1978
- /37/ BACHHUBER, H., BUNZL, K., DIETL, F., KRETNER, R., SCHIMMACK, W., SCHULTZ, W.: Ausbreitung von Radionukliden in oberflächennahen Böden, GSF-Bericht S-788, München 1981

- /38/ BACHHUBER, H., BUNZL, K., SCHIMMACK, W., GABS, I.: The Migration of Cs-137 and Sr-90 in Multilayered Soils, Results from Batch, Column and Fallout Investigation, Nuclear Techn. 59, S. 291-301, 1982
- /39/ BACHHUBER, H., BUNZL, K., DIETL, F., SCHIMMACK, W., SCHULTZ, W.: Sorption und Ausbreitung von Radionukliden in zwei Ackerböden der Bundesrepublik Deutschland, GSF-Bericht S-1071, München 1984
- /40/ SJORENN, A.L., KOCHER, D.C., KILLOUGH, G.G., MILLER, C.W.: MISOIL and DFSOIL - Computer Codes to Estimate Effective Ground Surface Concentrations for Dose Computations, Report ORNL-5974, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge 1984
- /41/ BEHRENS, H.: Speciation of Radioiodine in Aquatic and Terrestrial Systems under the Influence of Biogeochemical Processes, Seminar on Speciation of Fission and Activation Products in the Environment, Oxford April 1985
- /42/ PIMPL, M., SCHÜTTELKOPF, H.: Untersuchungen zum Migrationsverhalten von Pu, Am und Cm in verschiedenen Böden, Seminar on the Transfer of radioactive Materials in the Terrestrial Environment Subsequent to an Accidental Release to Atmosphere, Dublin April 1983
- /43/ NRC: Calculation of Annual Doses to Man from Routine Releases of Reaktor Effluents for the Purpose of Evaluating Compliance with 10 CFR, Regulatory Guide 1.109: Part 50, Appendix I, March 1976

- /44/ KLOTZ, D., LANG, H., MOSER, H.: Experimentelle Untersuchungen zur Radionuklidmigration in der Umgebung des geplanten Endlagers für radioaktive Abfälle in der Schachtanlage KONRAD, Untersuchungsprogramm I, GSF-Bericht 34/85, München 1985
- /45/ 
- /46/ ICRP: Report of the ICRP Committee II on Permissible Dose for Internal Radiation, ICRP Publication 2, Pergamon Press, London 1959
- /47/ HENRICHS, K., ELSASSER, U., SCHOTOLA, C., KAUL, D.: Dosisfaktoren für Inhalation oder Ingestion von Radionuklidverbindungen (Altersklasse 1 Jahr), ISH-Heft 78, 1985
- /48/ NOSSKE, D., GERICH, B., LANGNER, S.: Dosisfaktoren für Inhalation oder Ingestion von Radionuklidverbindungen (Erwachsene), ISH-Heft 63, 1985
- /49/ ICRP: Limits for Intake of Radionuclides by Workers, ICRP Publication 30, Pergamon Press, Oxford 1981
- /50/ LALLEMAND-BARRES, A., PEAUDECERF, P.: Recherche des relations entre la valeur de la dispersivité macroscopique d'un milieu aquifere, ses autres caractéristiques et les conditions de mesure, Bull. Bur. Rech. Geol. Min., 2nd ser., Section III, 4, 1978

/51/ KLOTZ, D., LANG, H., MOSER, H.: Experimentelle Untersuchungen zur Migration der Radioisotope von J^- , CO_3^{2-} und Cs^+ , Untersuchungsprogramm II, Endlagerung radioaktiver Abfälle in der Schachanlage KONRAD, Vorläufiger Bericht der GSF im Auftrag der PTB, München 1985

/52/



ABBILDUNGSVERZEICHNIS

- Abb. 2-1: Darstellung des Untersuchungsgebietes
Abb. 2-2: Übersicht über das Grubengebäude
- Abb. 3-1: Mögliche Vorgänge im Nahbereich des Grubengebäudes
Abb. 3-2: Schematische Darstellung der möglichen Ausbreitungswege durch die geologischen Formationen
Abb. 3-3: Schematische Darstellung der möglichen Ausbreitungswege durch die bevorzugten Wegsamkeiten
- Abb. 4-1: Zuflußrate in die Ventilationsteststrecke /20/
Abb. 4-2: Zuflüsse aus dem Gebirge aus einer Wassermengenbilanz der Grube /6/
Abb. 4-3: Schematische Darstellung der Grabenanströmung
Abb. 4-4: Zuflüsse in das Grubengebäude und Druckaufbau
Abb. 4-5: Gesteinsschichten im Lagerbereich
Abb. 4-6: Schematische Darstellung der Streckendurchströmung bei der Anströmung quer zur Streckenachse
Abb. 4-7: Schematische Darstellung der Streckendurchströmung bei der Anströmung längs der Streckenachse
Abb. 4-8: Schematische Darstellung der Strömungskonfiguration für die numerische Rechnung
Abb. 4-9: Einfluß der Streckenausdehnung auf die Durchflußmenge in Abhängigkeit vom Durchlässigkeitsverhältnis

- Abb. 5-1: Übertragung der geologischen Verhältnisse in das Modell und Berechnung der Durchlässigkeiten
- Abb. 5-2: Übersichtsmodell, Variante 1, Geschwindigkeitsfeld und Druckverteilung in der obersten Modellschicht (z=1)
- Abb. 5-3: Übersichtsmodell, Variante 1, Geschwindigkeitsfeld und Druckverteilung in Schnitt x=8
- Abb. 5-4: Übersichtsmodell, Variante 2, Geschwindigkeitsfeld und Druckverteilung in Schnitt x=8
- Abb. 5-5: Geologischer Schnitt x=8
- Abb. 5-6: Übersichtsmodell, Gesteinstypen
- Abb. 5-7: Übersichtsmodell, Variante 1, Stromlinien
- Abb. 5-8: Übersichtsmodell, Variante 2, Stromlinien
-
- Abb. 7-1: Abfälle, Barrierensystem und Barrierenmodelle
- Abb. 7-2: Schematische Übersicht über das Barrierenmodell VQUELLE1
- Abb. 7-3: Szenario Ia - Stromlinien in Horizontalprojektion, Aufstiegsorte in den Unterkreidetonen
- Abb. 7-4: Szenario Ia - schematischer Schnitt, Modellabmessungen, Modelldaten und Grundwasserlaufzeiten
- Abb. 7-5: Szenario Ib - schematischer Schnitt, Modellabmessungen, Modelldaten und Grundwasserlaufzeiten
- Abb. 7-6: Felddaten für die longitudinale Dispersivität /50/
- Abb. 7-7: Entfernungsabhängigkeit der relativen Konzentration für die Ausbreitung einer 3 km breiten stationären Quelle in einem 6 km breiten Gebiet
- Abb. 7-8: Eindimensionale Diffusion, Ausbreitungsfront eines Tracers 100 Jahre und 10 000 Jahre nach Beginn der Diffusion /22/
- Abb. 7-9: Grundwasserhöhengleichen /11/ in m üNN
- Abb. 7-10: Quartärmächtigkeiten /11/ in m mit Lage der Profile in Abb. 7-11

- Abb. 7-11: Hydrologische Profile durch den quartären Grundwasserleiter
- Abb. 7-12: Zeitverläufe der Freisetzungsraten ausgewählter Spaltprodukte bei Szenario Ib
- Abb. 7-13: Zeitverläufe der Freisetzungsraten in der Th-Zerfallsreihe bei Szenario Ib
- Abb. 7-14: Zeitverläufe der Freisetzungsraten in der Np-Zerfallsreihe bei Szenario Ib
- Abb. 7-15: Zeitverläufe der Freisetzungsraten in der U-Ra-Zerfallsreihe bei Szenario Ib
- Abb. 7-16: Zeitverläufe der Freisetzungsraten in der U-Ac-Zerfallsreihe bei Szenario Ib
- Abb. 7-17: Zeitverläufe der Th-232-Freisetzungsraten bei Szenario Ib
- Abb. 7-18: Einfluß der Durchströmungsrate auf die maximale JA-129-Konzentration
- Abb. 7-19: Einfluß der Durchströmungsrate auf den Zeitverlauf der JA-129-Freisetzung
- Abb. 7-20: Einfluß der Löslichkeitsgrenze auf die JA-129-Freisetzung bei Szenario Ib
- Abb. 7-21: Szenario Ib - Konzentrationsverlauf von J-129 in Abhängigkeit vom Ort bei verschiedenen Zeiten t
- Abb. 7-22: Szenario Ia - Konzentrationsverlauf von Cl-36 in Abhängigkeit vom Ort bei verschiedenen Zeiten t
- Abb. 7-23: Szenario Ib - maximale Konzentration von J-129 und U-238 in Abhängigkeit vom Ort
- Abb. 7-24: Szenario Ia - maximale Konzentration von Cl-36 und U-238 in Abhängigkeit vom Ort
- Abb. 7-25: Nuklidkonzentrationen in Bq/l im Quartär, Szenario Ia
- Abb. 7-26: Nuklidkonzentrationen in Bq/l im Quartär, Szenario Ib
- Abb. 7-27: Zeitverläufe der Effektivdosen für Erwachsene bei Szenario Ib
- Abb. 7-28: Zeitverläufe der Effektivdosen für Kinder bei Szenario Ib

TABELLENVERZEICHNIS

- Tab. 2-1: Niederschläge und Temperaturen im nördlichen Harzvorland
Tab. 2-2: Schichtenfolge im Modellgebiet
Tab. 2-3: Auffahrhohlräume im Grubengebäude
Tab. 2-4: Hohlraumvolumina im Grubengebäude in m^3 zu Beginn der Nachbetriebsphase im Jahr 2010
Tab. 2-5: Sorbensmassen im Grubengebäude
Tab. 2-6: Berücksichtigte Radionuklide und deren Halbwertszeiten
Tab. 2-7: Inventare der Radionuklide in kg
Tab. 2-8: Anteile zur Berechnung der Mengen an inaktiven Nukliden
Tab. 2-9: Inventare inaktiver Nuklide in kg
- Tab. 4-1: Volumenströme im Endlagerbereich in m^3/a
Tab. 4-2: Elementspezifische Mobilisierungsdauern
Tab. 4-3: Löslichkeitsgrenzen und K_d -Werte im Grubengebäude
- Tab. 5-1: Mittlere Grundwasserstandshöhen in m üNN als Grundlage zur Modellrechnung
Tab. 5-2: Überblick über Parametervariationen der Durchlässigkeit
Tab. 5-3: Variante 1, berechnete Ein- und Ausstromraten über die Oberfläche in mm/a
Tab. 5-4: Variante 5, berechnete Ein- und Ausstromraten über die Oberfläche in mm/a
Tab. 5-5: Variante 7, berechnete Ein- und Ausstromraten über die Oberfläche in mm/a
Tab. 5-6: Schicht unterhalb des obersten Wasserleiters
Tab. 5-7: Weglängen, Laufzeiten und mittlere Abstandsgeschwindigkeiten für verschiedene Stromlinien in den Varianten 1 und 2
Tab. 5-8: Ergebnisübersicht, Ausbreitungsgebiete
Tab. 5-9: Porositäten für die Modellrechnungen in Prozent

Tab. 5-10:	Sorptionsdaten "Cornbrash"
Tab. 5-11:	Sorptionsdaten "Dogger, Bajocium"
Tab. 5-12:	Sorptionsdaten "Oxford"
Tab. 5-13:	Sorptionsdaten "Kimmeridge"
Tab. 5-14:	Sorptionsdaten "Unterkreide"
Tab. 5-15:	Sorptionsdaten "Oberkreide, Cenoman"
Tab. 5-16:	Sorptionsdaten "Oberkreide-Turon"
Tab. 5-17:	Abgeschätzte Sorptionsdaten
Tab. 6-1 :	Verteilungskoeffizienten K_d zur Berechnung der Migrationsraten von Elementen im Boden
Tab. 6-2 :	Jährliche Verzehrsmengen
Tab. 6-3 :	Jährliche Aktivitätszufuhr und jährliche Strahlenexposition des "Erwachsenen"
Tab. 6-4 :	Jährliche Aktivitätszufuhr und jährliche Strahlenexposition des "Kleinkindes"
Tab. 7-1	Auswertung der Stromlinien für Szenario Ia
Tab. 7-2	Auswertung der Stromlinien für Szenario Ib
Tab. 7-3	Auswertung der Stromlinien für Szenario Ic
Tab. 7-4	Szenario Ia, K_d -Werte für U und Th in Abhängigkeit von der Element- und EDTA-Konzentration im Modell
Tab. 7-5	Szenario Ib, K_d -Werte für U und Th in Abhängigkeit von der Element- und EDTA-Konzentration im Modell
Tab. 7-6	Ermittlung von Spalt- und Aktivierungsprodukten, für die Ausbreitungsrechnungen durchgeführt werden
Tab. 7-7	Ermittlung von Aktiniden, mit denen die Berechnung der Zerfallsreihe in den Modellen beginnt

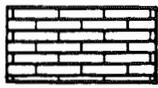
Tab. 7-8	Eingelagerte und freigesetzte Aktivität in Bq
Tab. 7-9	Analyse der relativen Freisetzung der Spaltprodukte bei Szenario Ib
Tab. 7-10	Analyse der relativen Freisetzung in den Zerfallsreihen bei Szenario Ib
Tab. 7-11	Gelöste Maximalkonzentrationen der Spaltprodukte in Bq/m^3
Tab. 7-12	Gelöste Maximalkonzentrationen der Zerfallsreihen in Bq/m^3
Tab. 7-13	Kumulierte freigesetzte Aktivitäten für Spaltprodukte bei Szenario Ib
Tab. 7-14	Kumulierte freigesetzte Aktivitäten für Nuklide in Zerfallsreihen bei Szenario Ib
Tab. 7-15	Erreichbarkeit der Löslichkeitsgrenzen
Tab. 7-16	Variation der JA-Löslichkeitsgrenze
Tab. 7-17	Mittlere Freisetzungsraten ins Deckgebirge für Szenario Ia
Tab. 7-18	Mittlere Freisetzungsraten ins Deckgebirge für Szenario Ib
Tab. 7-19	Berechnung der Nuklidausbreitung für die U-Ac- und U-Ra-Zerfallsreihe
Tab. 7-20	Berechnung der Nuklidausbreitung für die Np- und Th-Zerfallsreihe
Tab. 7-21	Szenario Ia und Szenario Ib, Ergebnisse der Ausbreitungsrechnungen, maximale Konzentration im quartären Grundwasser (C_{max}) und Ankunftszeit des Maximums (t_{max})
Tab. 7-22	Ergebnisse für das Szenario Ic
Tab. 7-23	Parametervariationen zur Nuklidausbreitung
Tab. 7-24	Strahlenexposition für Szenario Ia
Tab. 7-25	Strahlenexposition für Szenario Ib

(3)

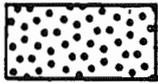
ANHANG A: GEOLOGISCHE SCHNITTE

- Legende
- 30 Schnitte in Ost-West-Richtung (für jede vertikale y-Ebene)
- 15 Schnitte in Süd-Nord/Nord-Ost-Richtung (für jede vertikale X-Ebene)

LEGENDE



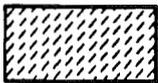
Kalkstein



Korallenoolith



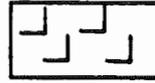
Sandstein



Mergel



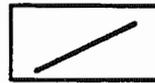
Ton



Salzstock



Schichtgrenze



Verwerfung

q Quartär

t Tertiär

E Emscher, Mergel

kro Oberkreide

HI Hilssandstein

kru Unterkreide

jo Kimmeridge, Portland
z.T. Wealden

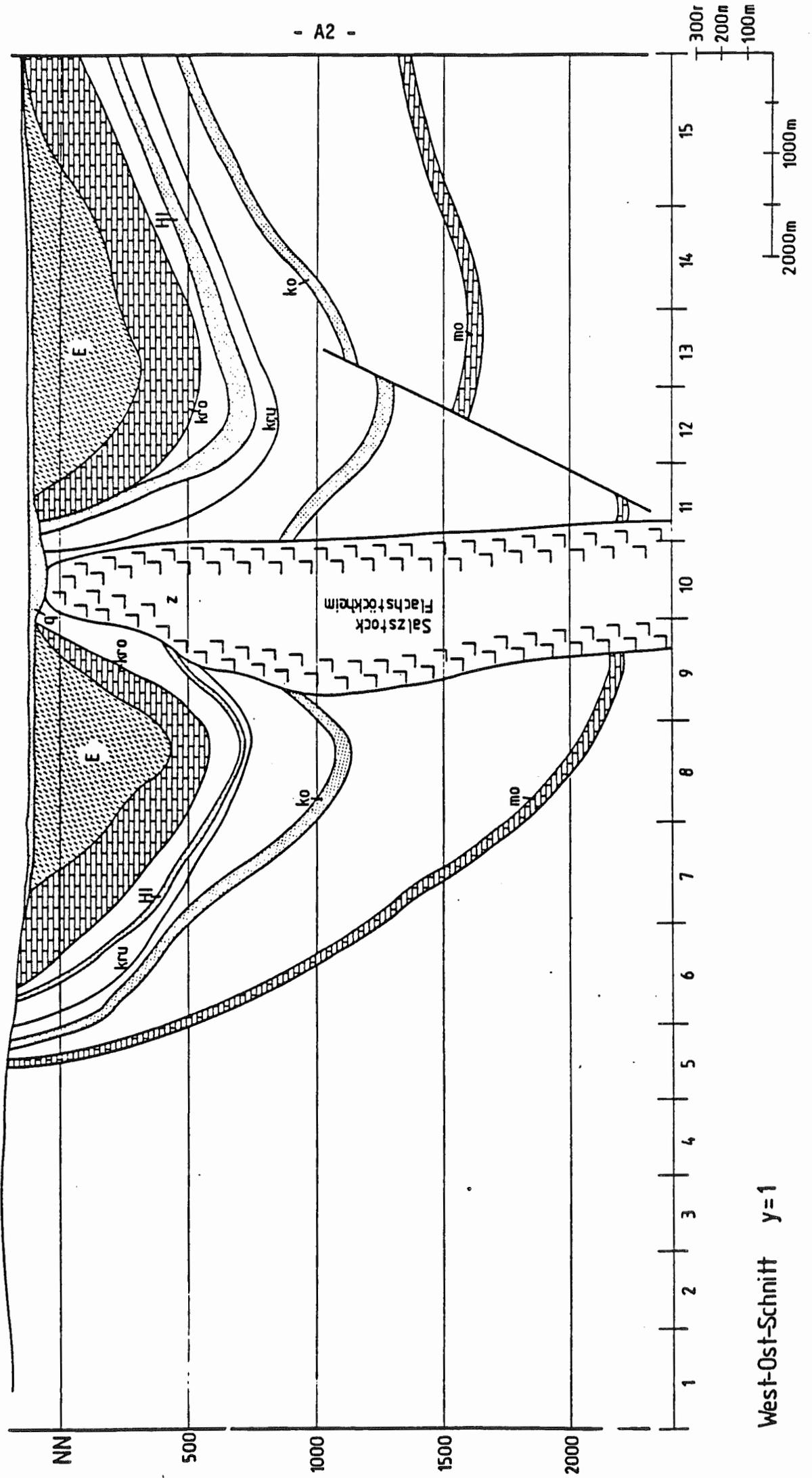
ox Oxford

C Cornbrash

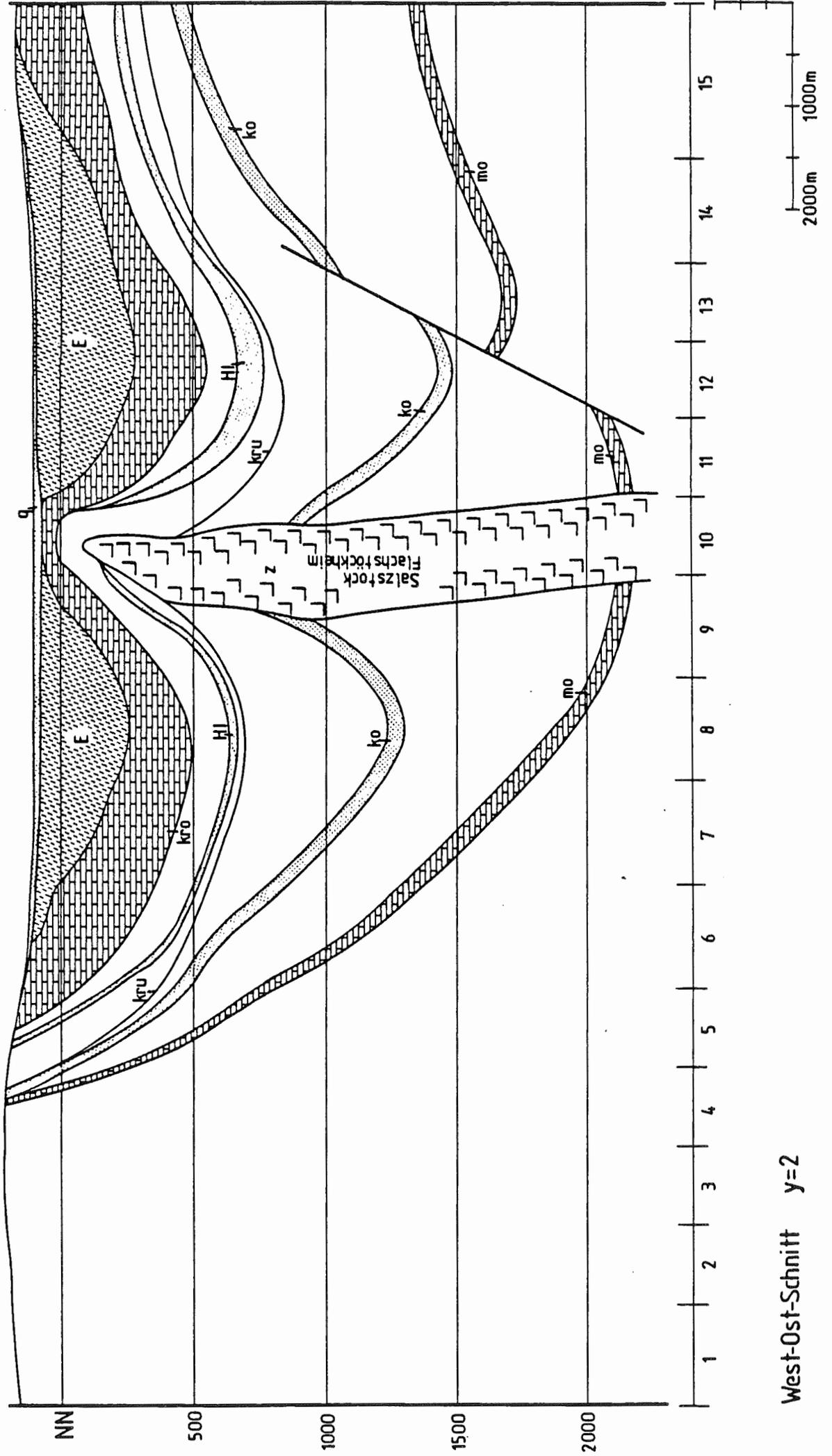
ko Rhät

mo Oberer Muschelkalk

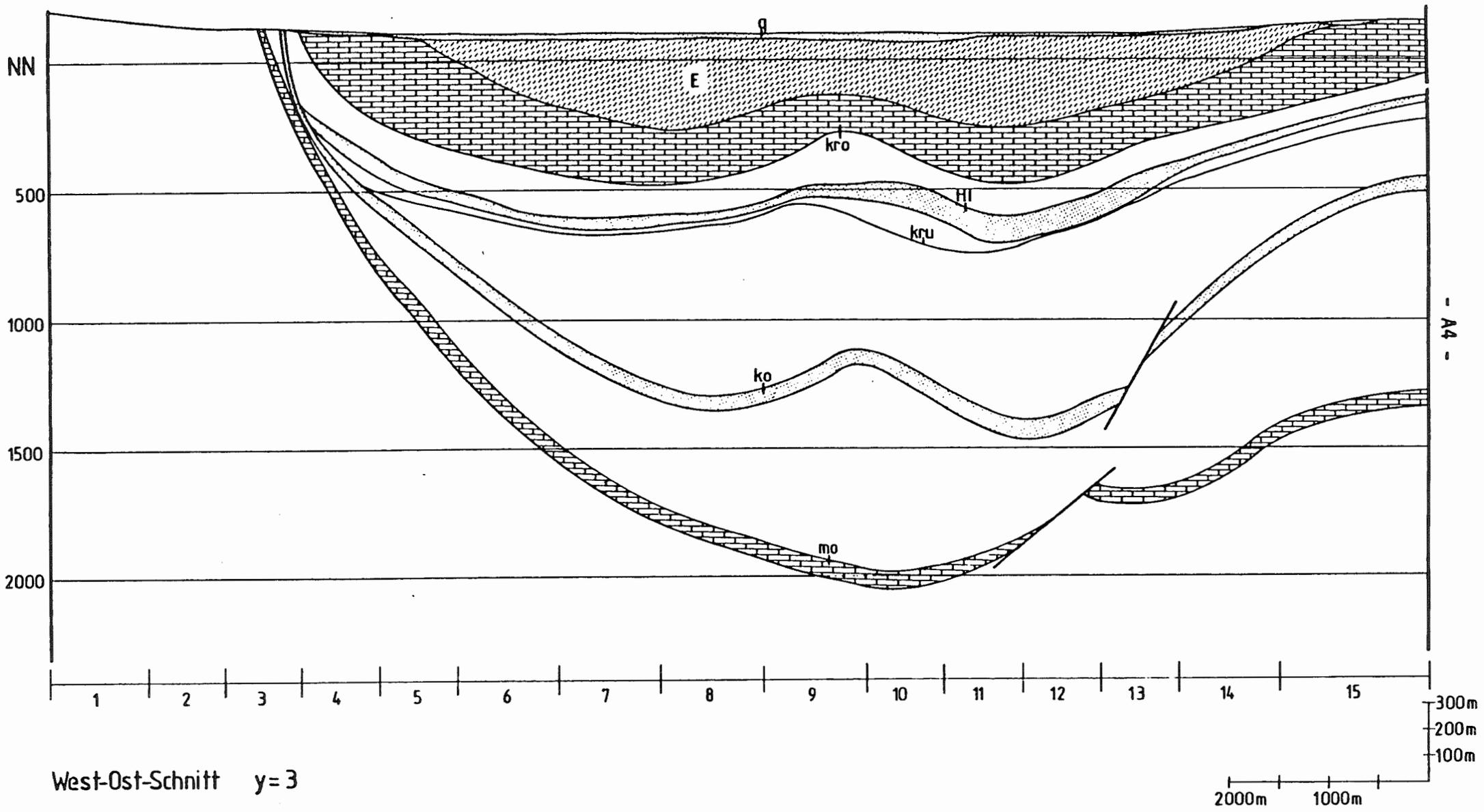
z Zechstein



West-Ost-Schnitt y=1

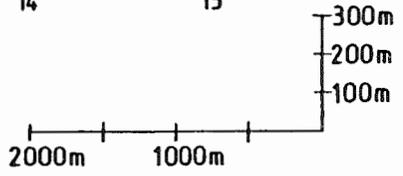


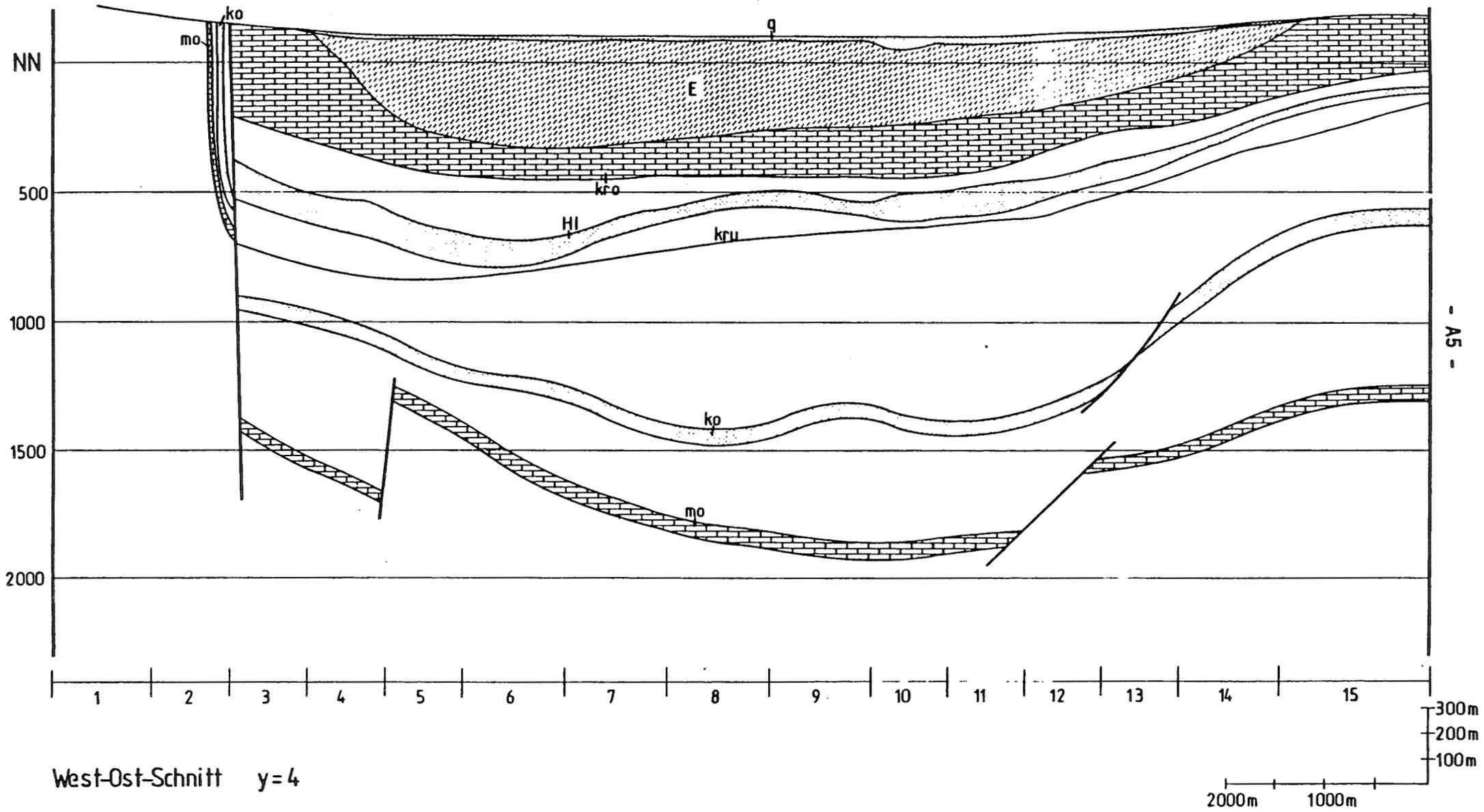
West-Ost-Schnitt y=2



West-Ost-Schnitt y=3

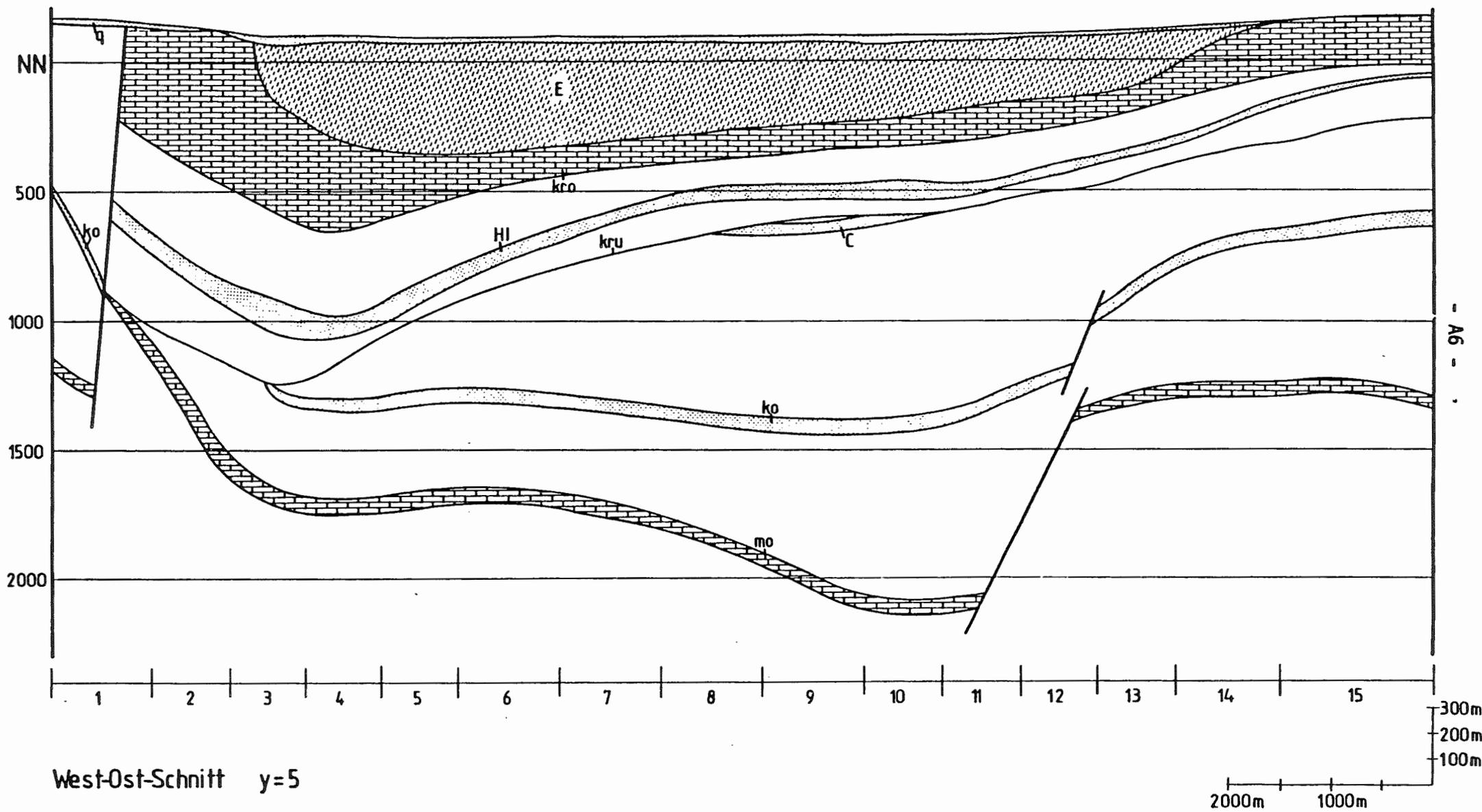
- A4 -

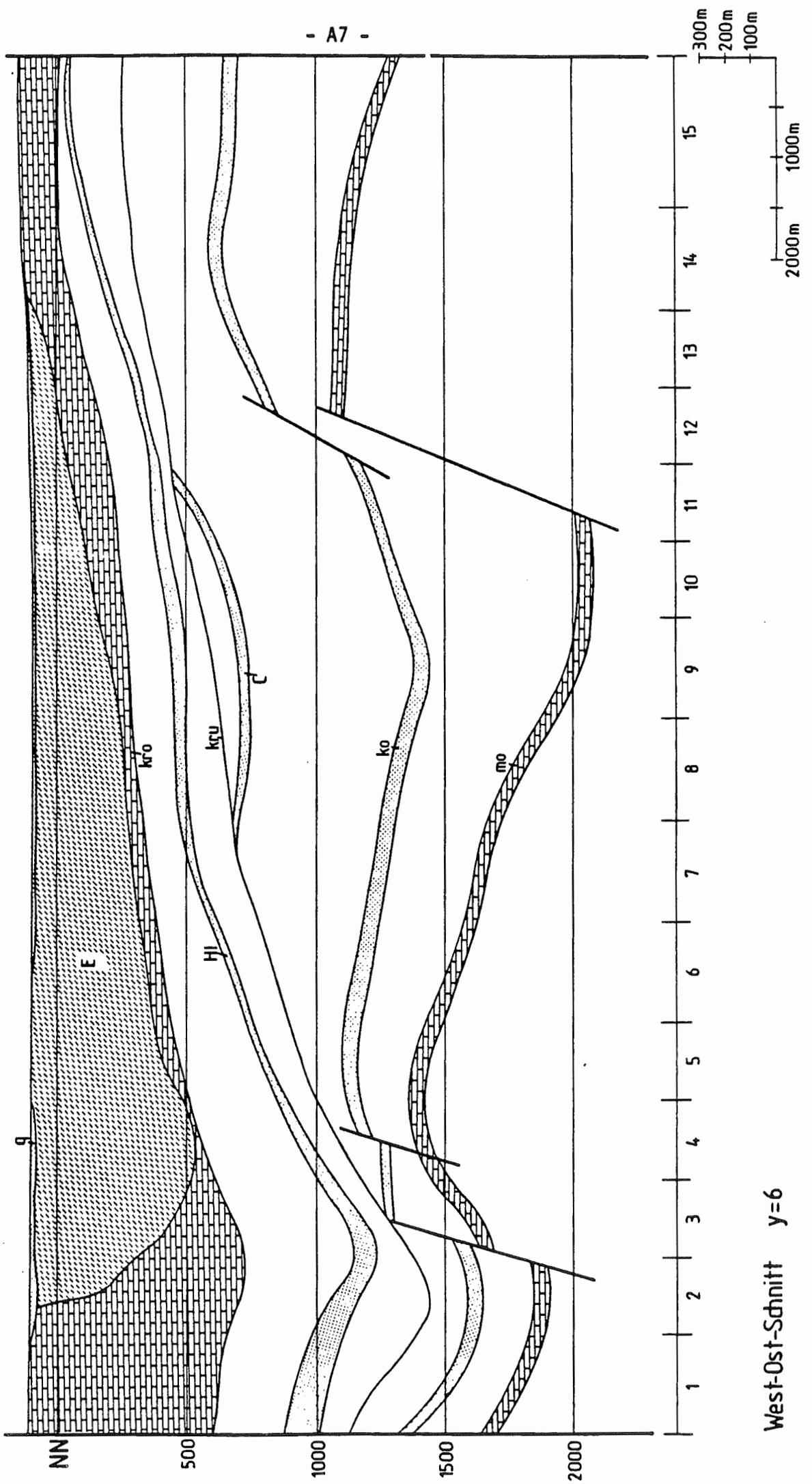




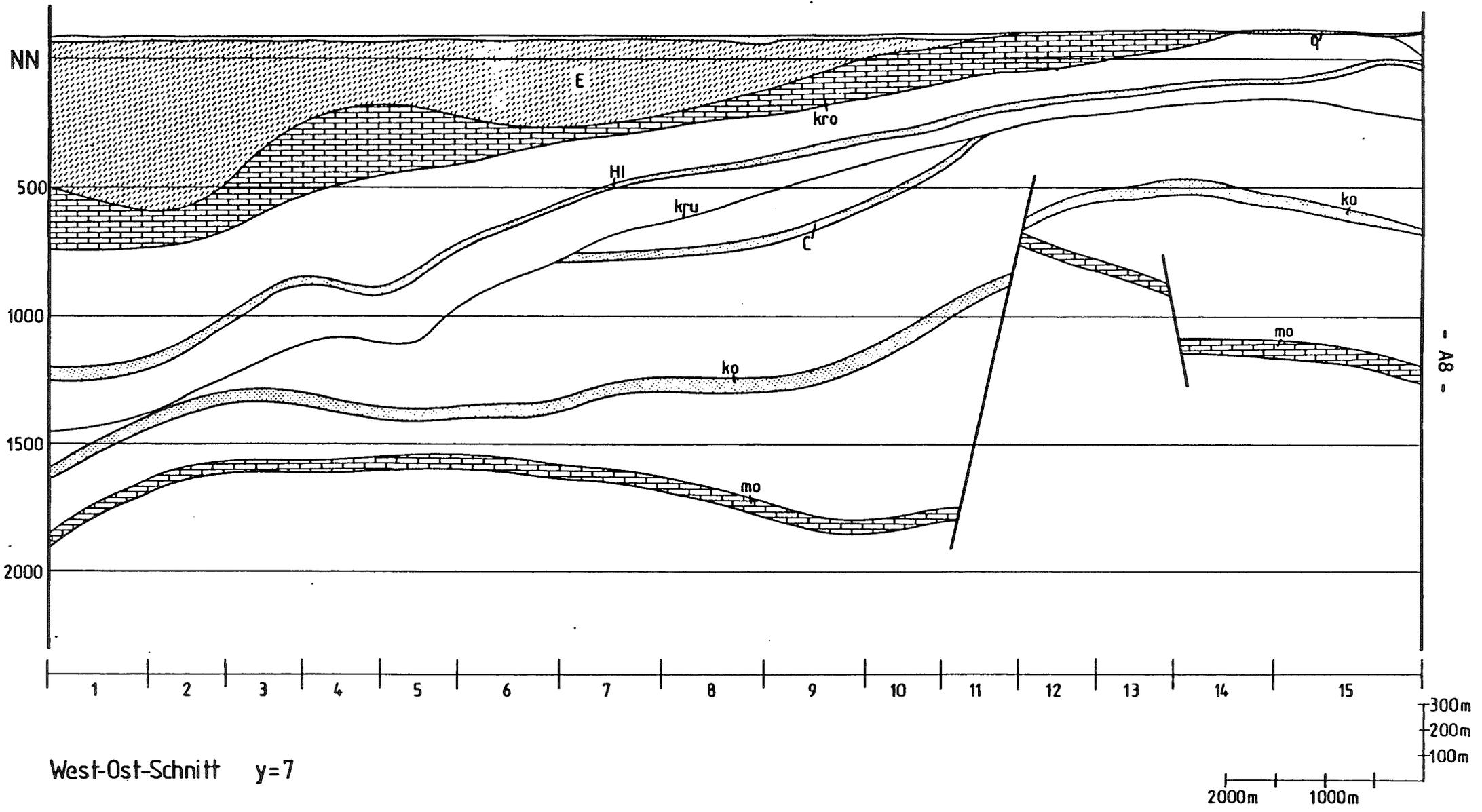
West-Ost-Schnitt y=4

- A5 -



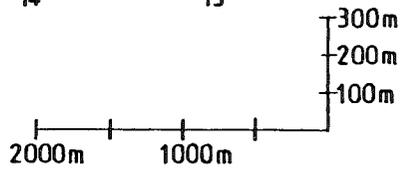


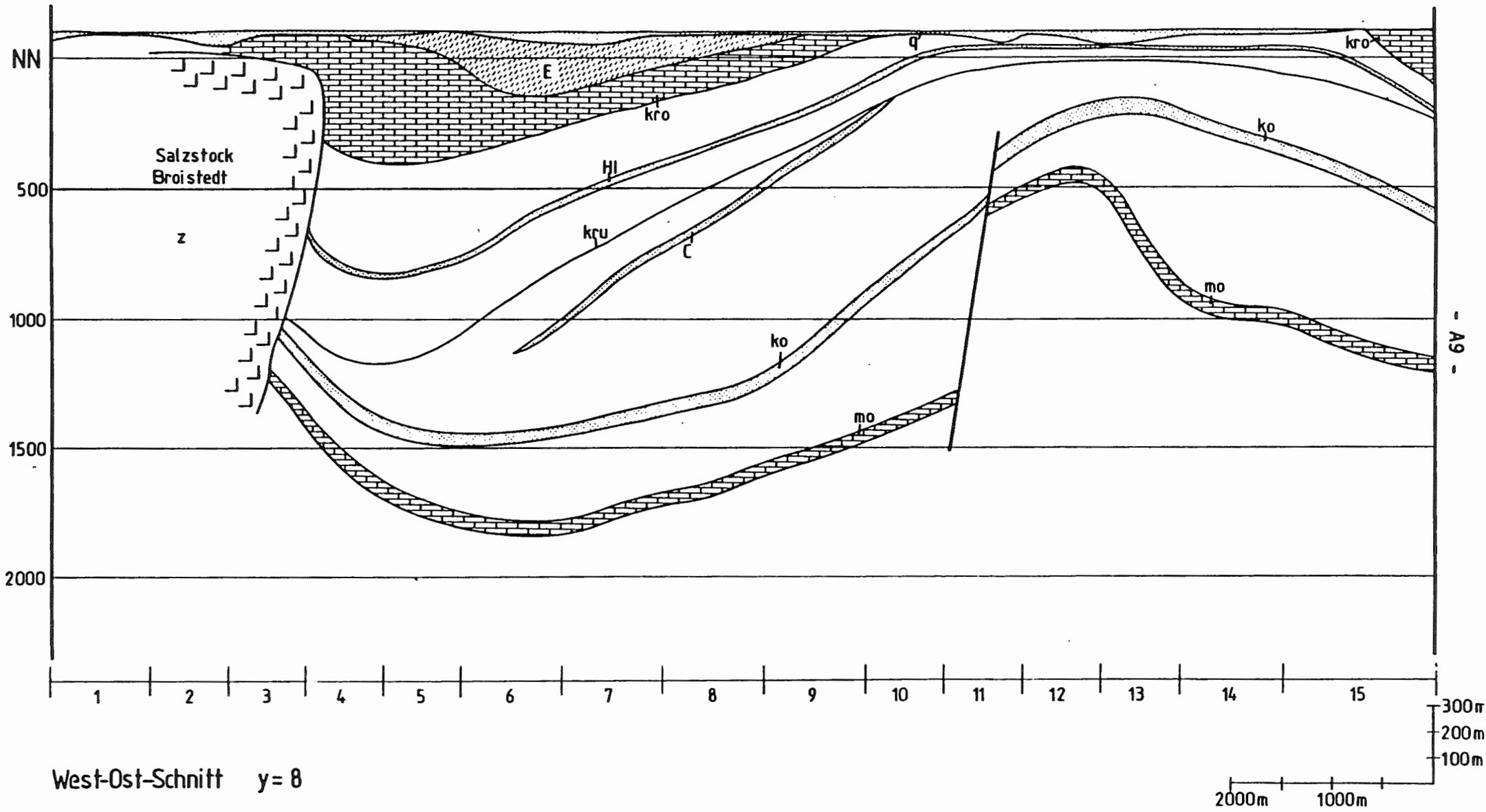
West-Ost-Schnitt y=6



West-Ost-Schnitt y=7

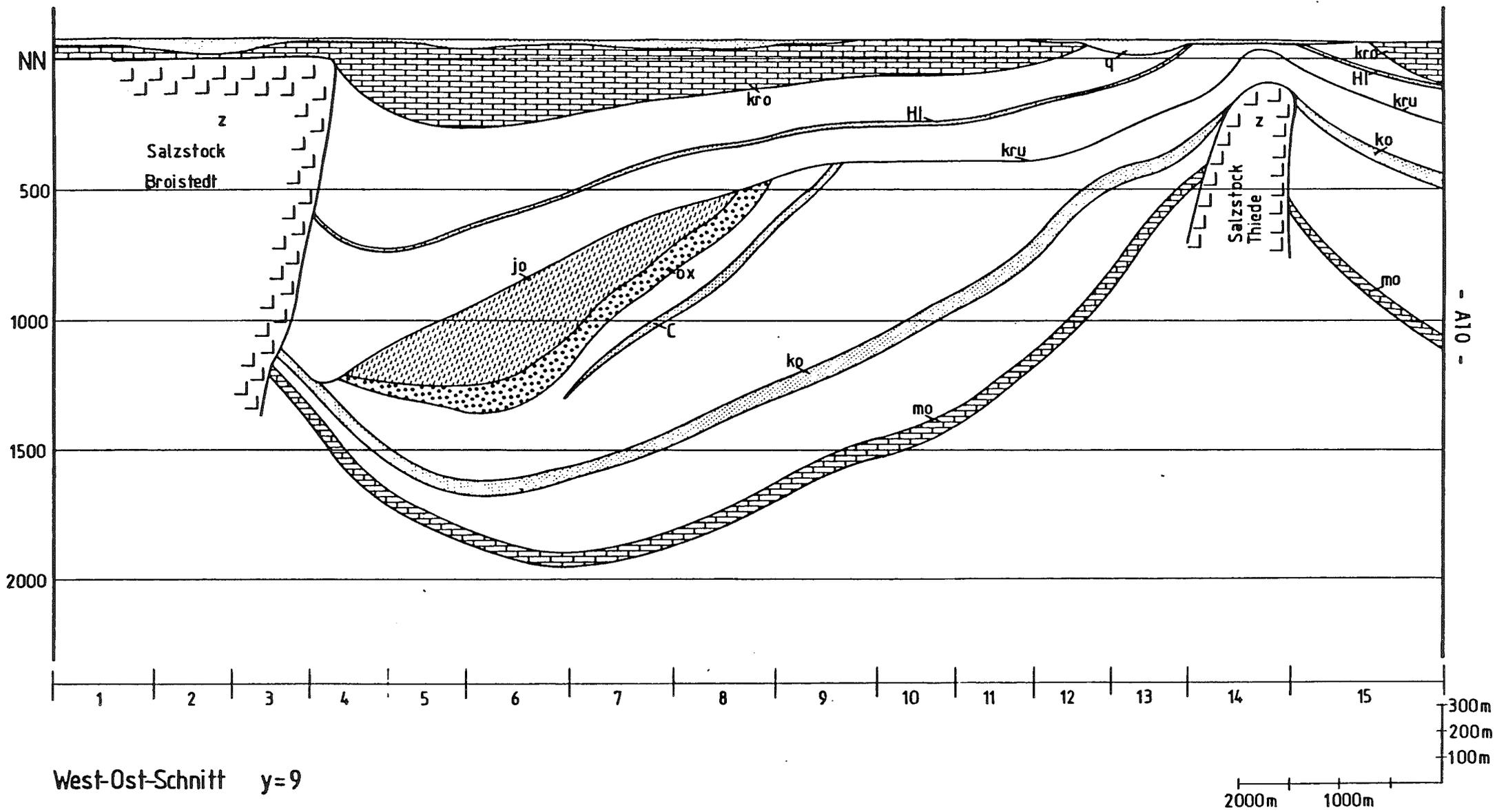
- A8 -

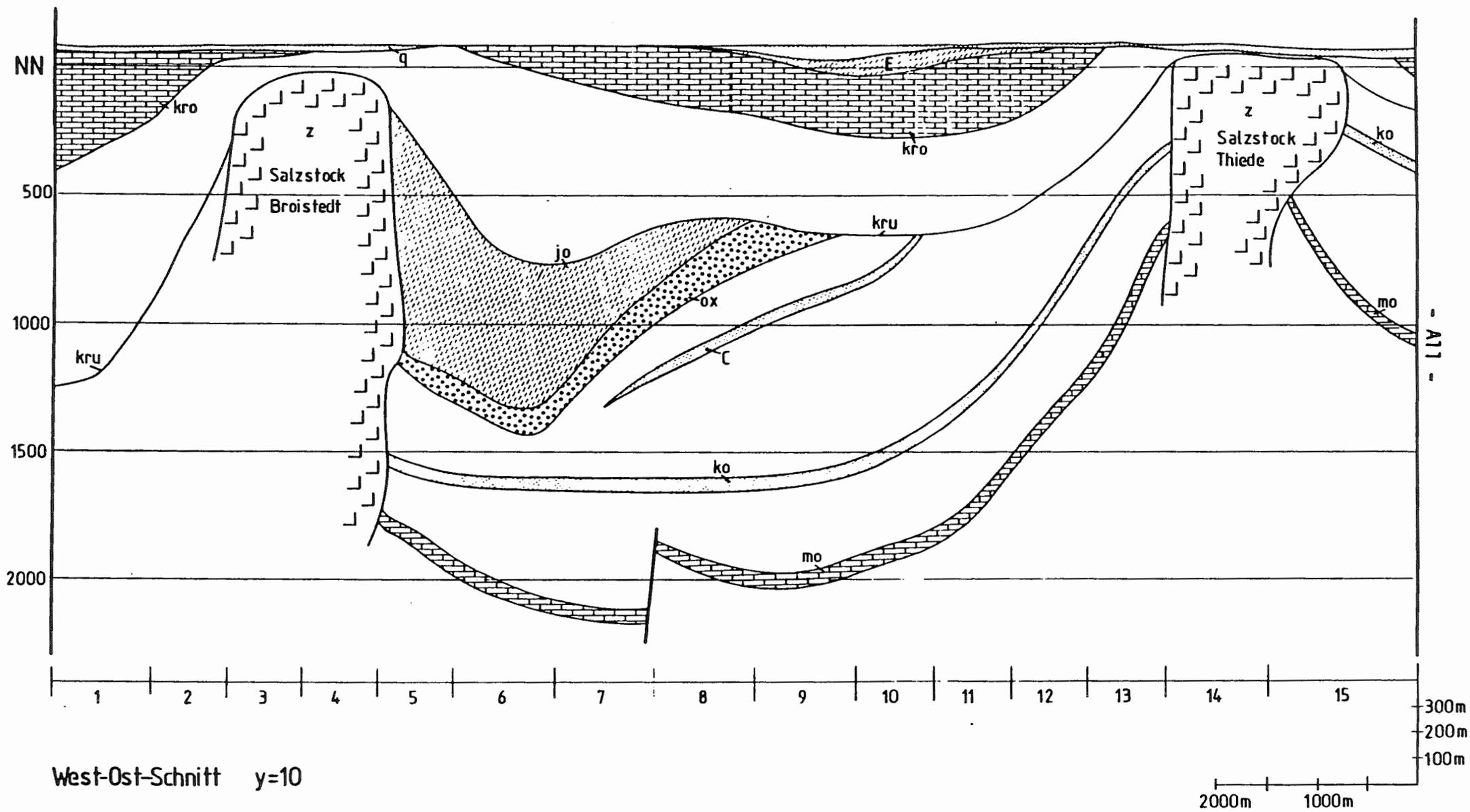


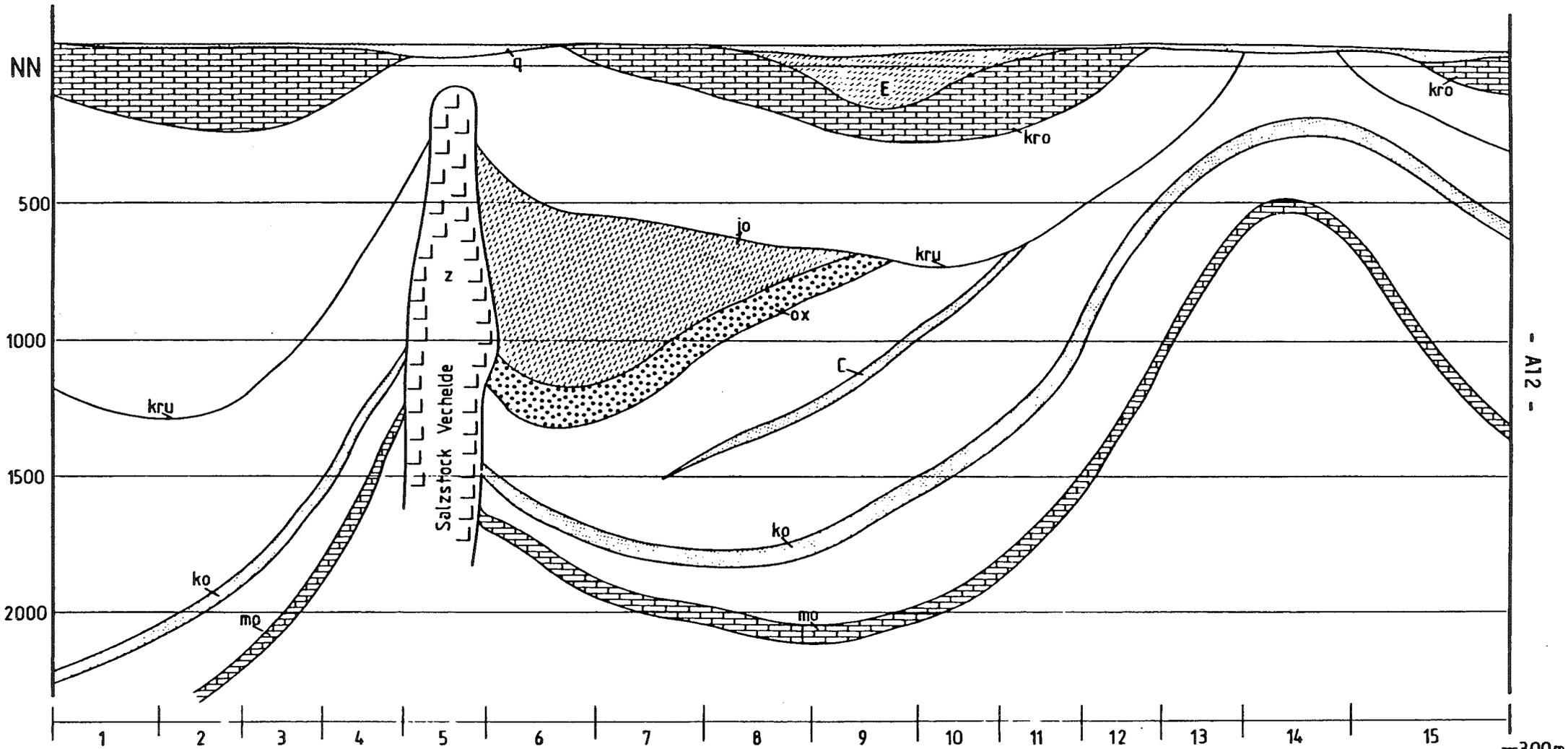


West-Ost-Schnitt y=8

- A9 -

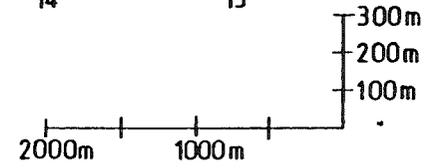


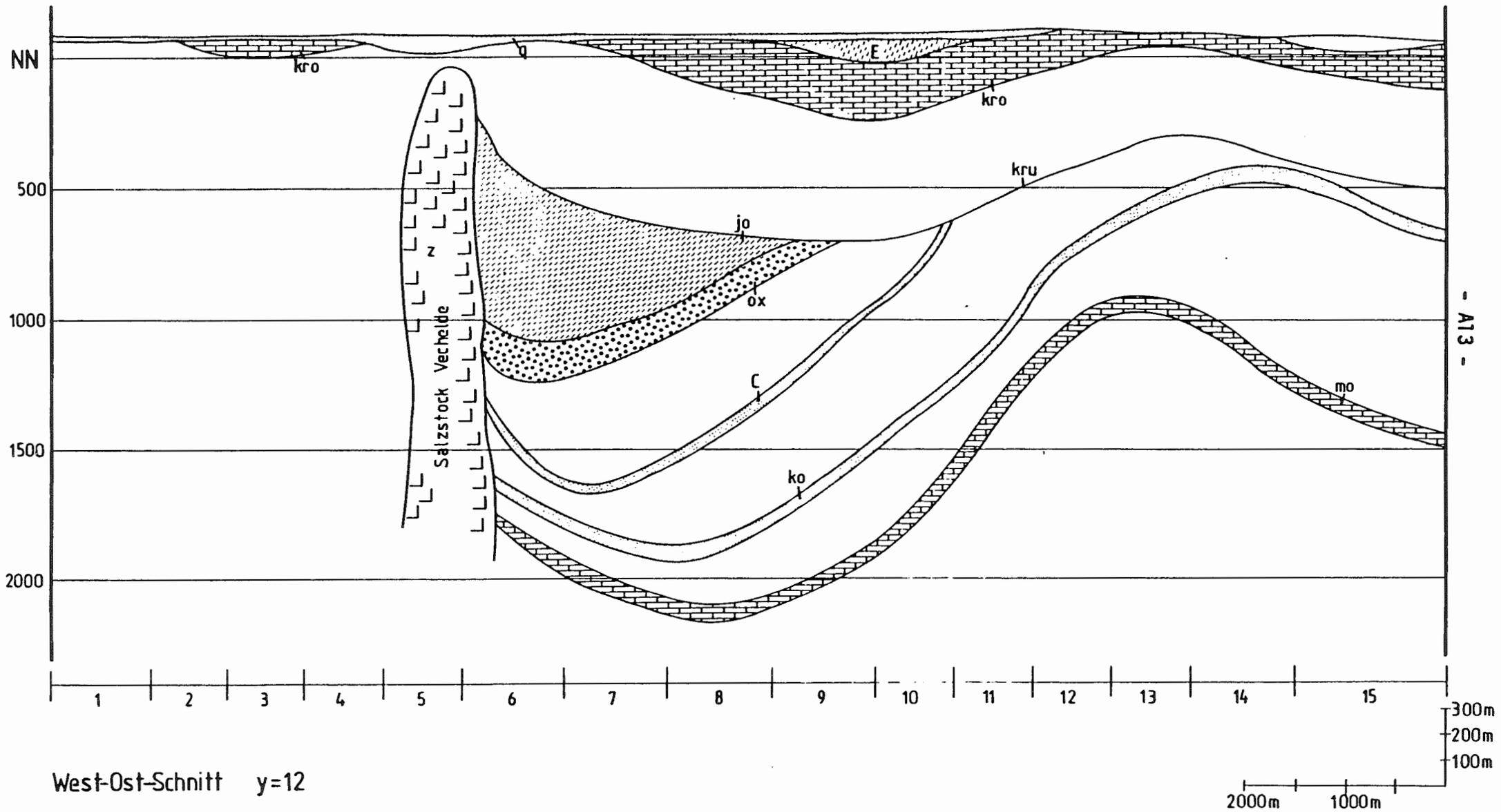


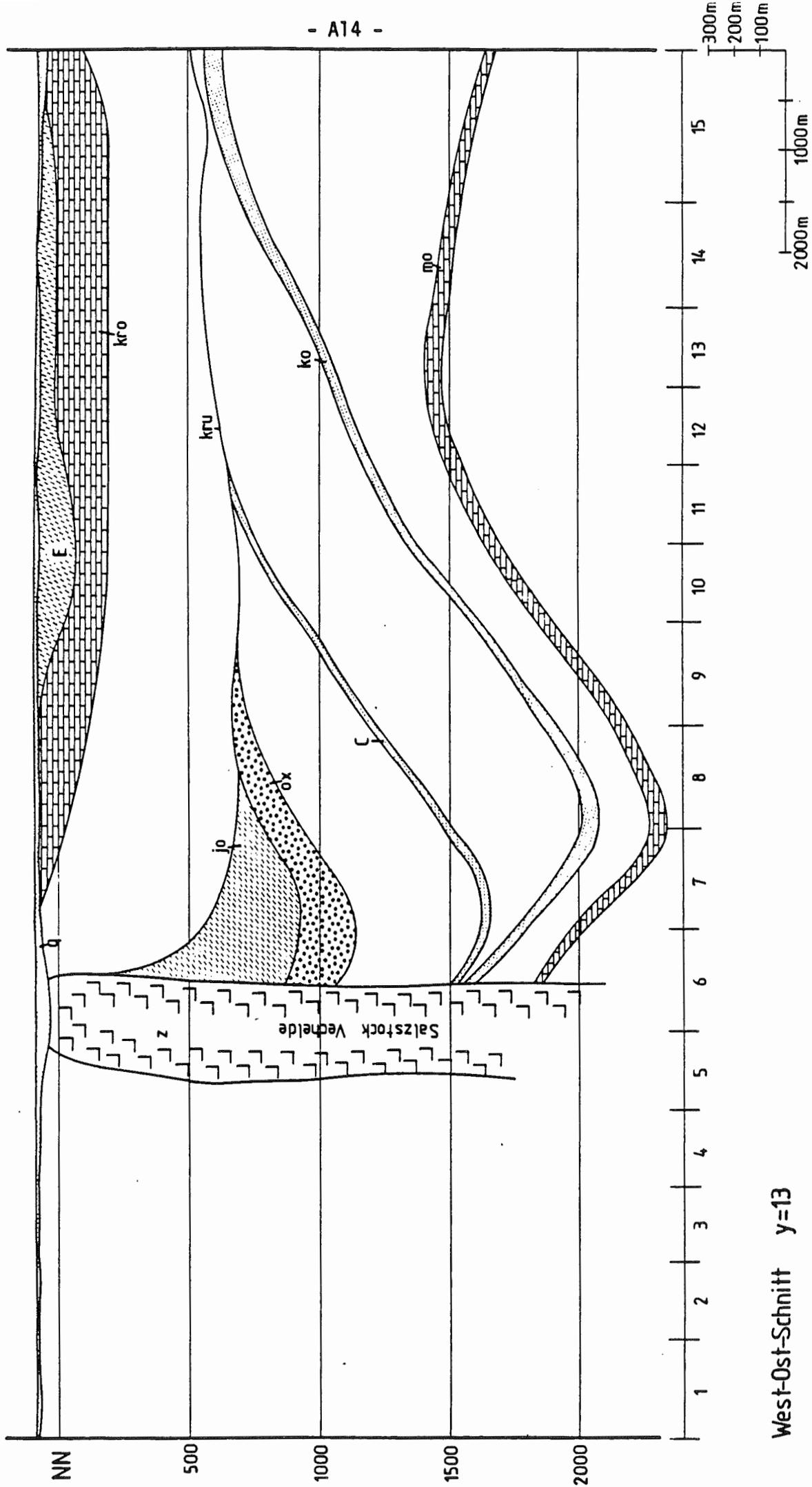


West-Ost-Schnitt y=11

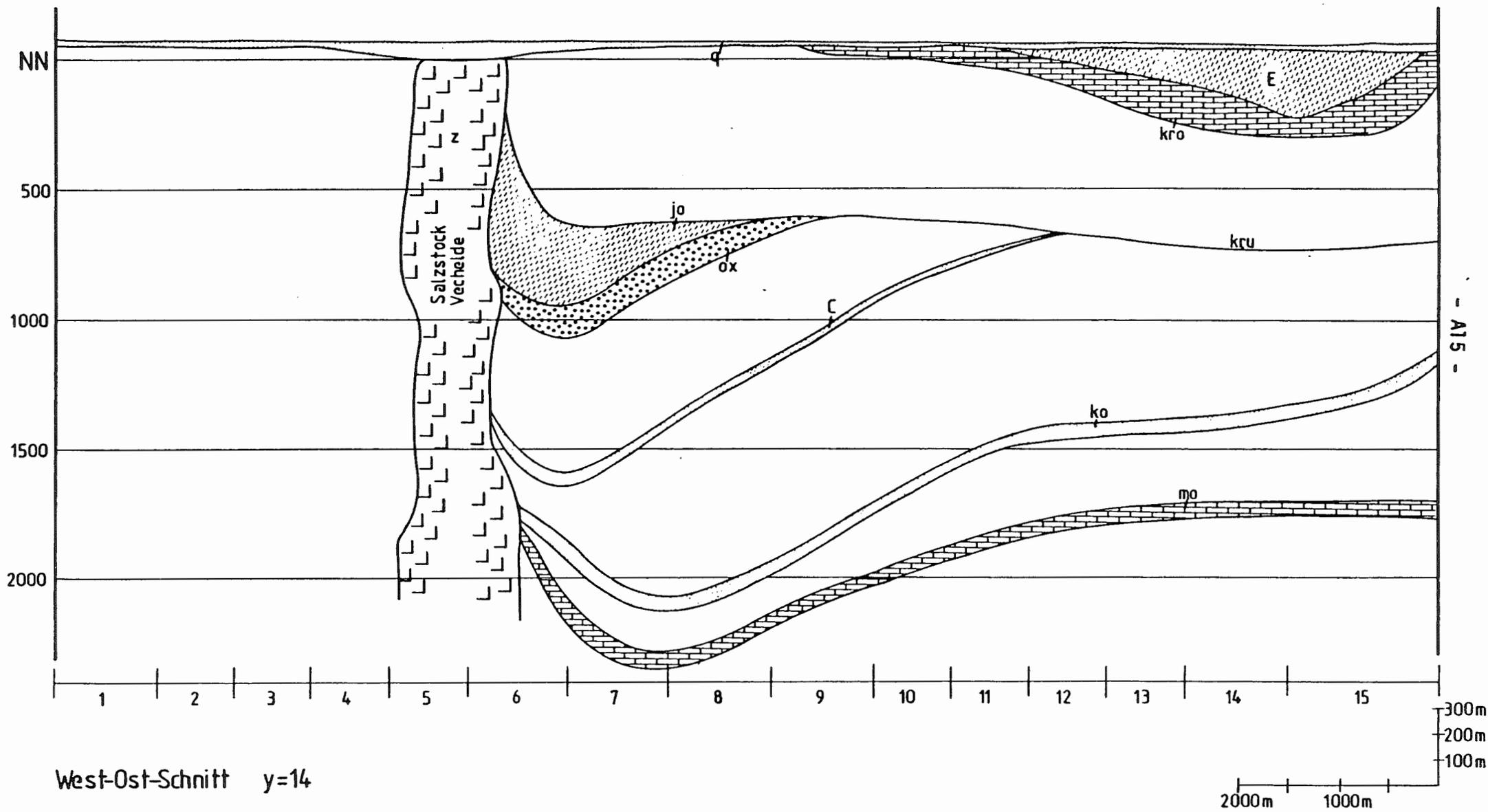
- A12 -





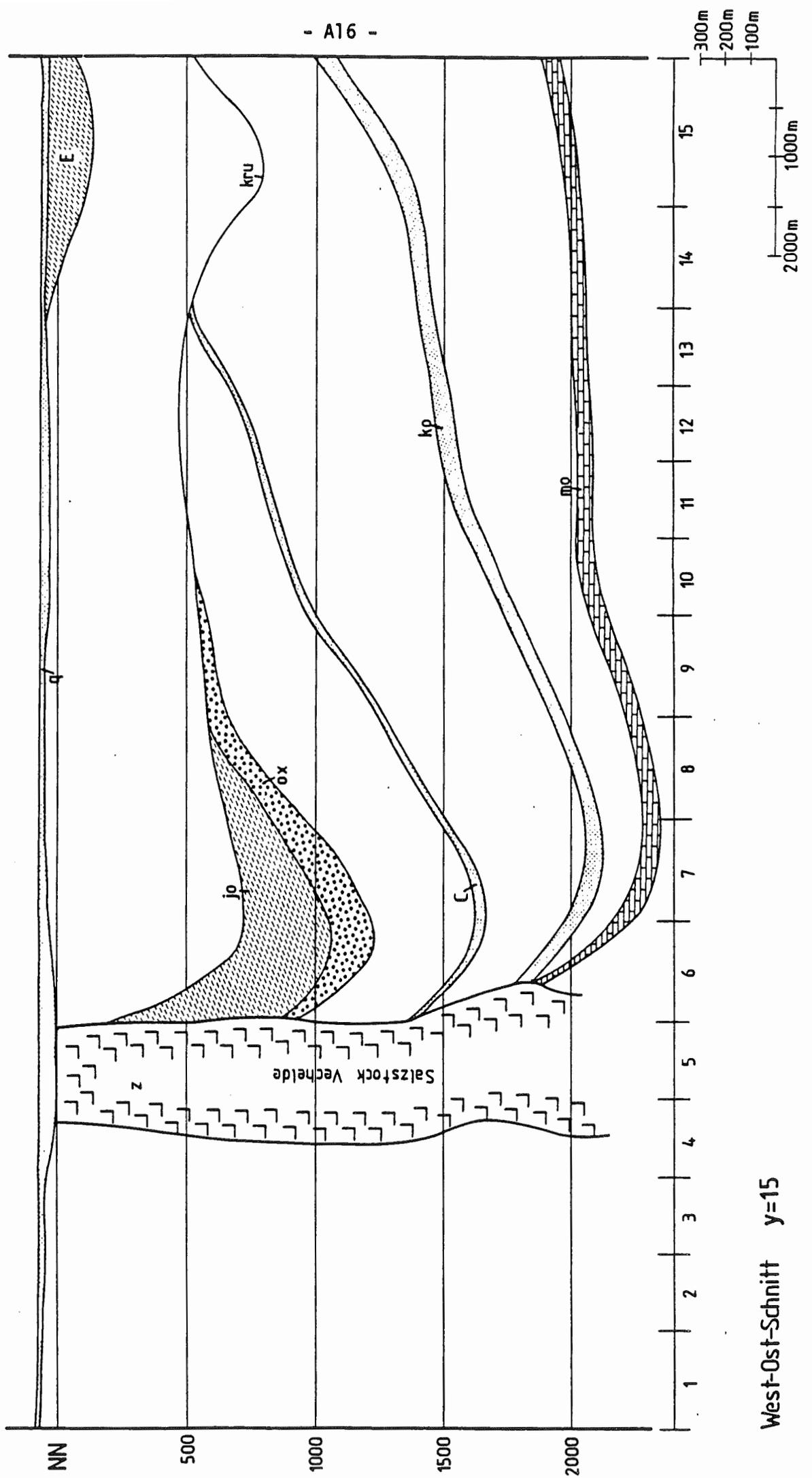


West-Ost-Schnitt y=13

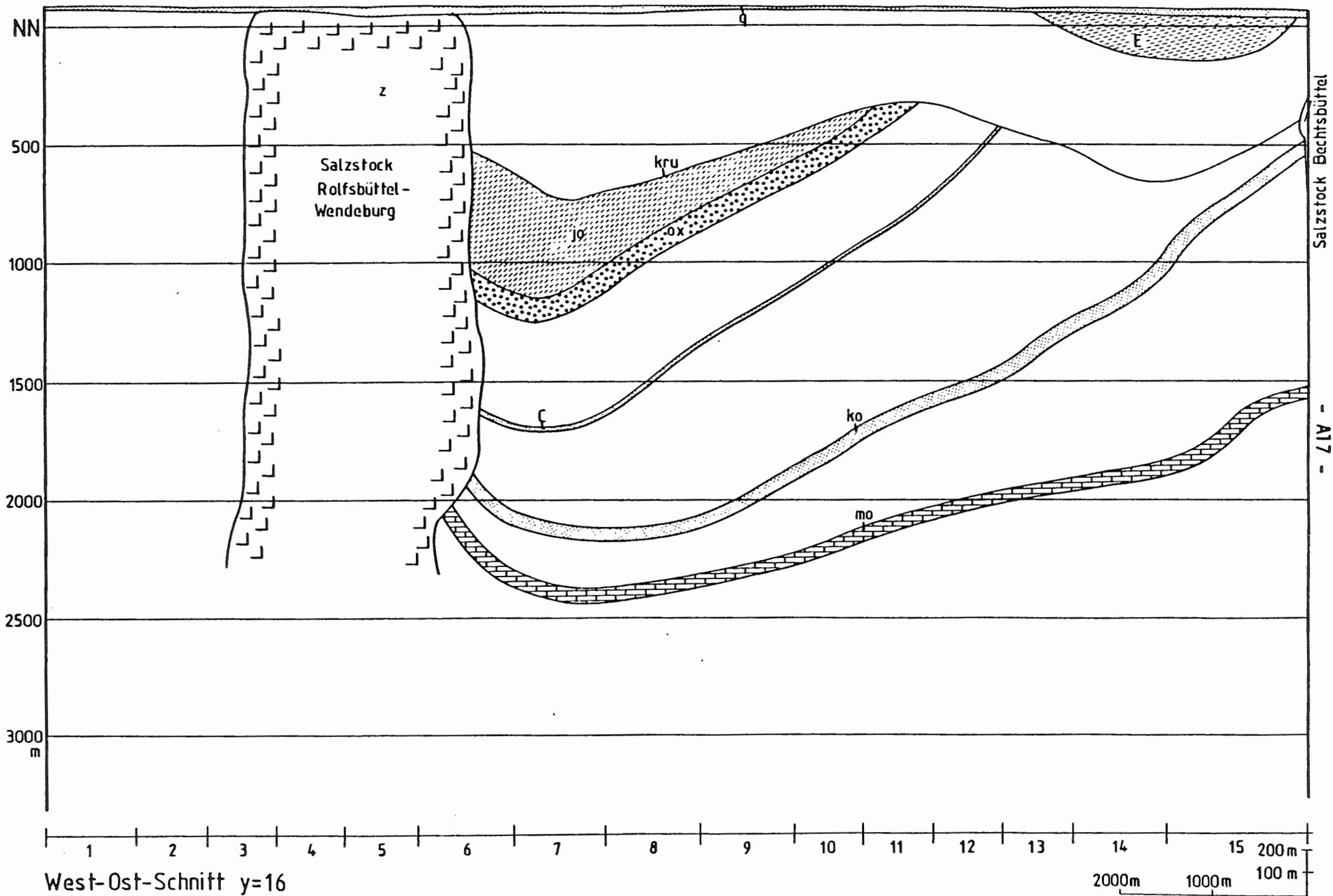


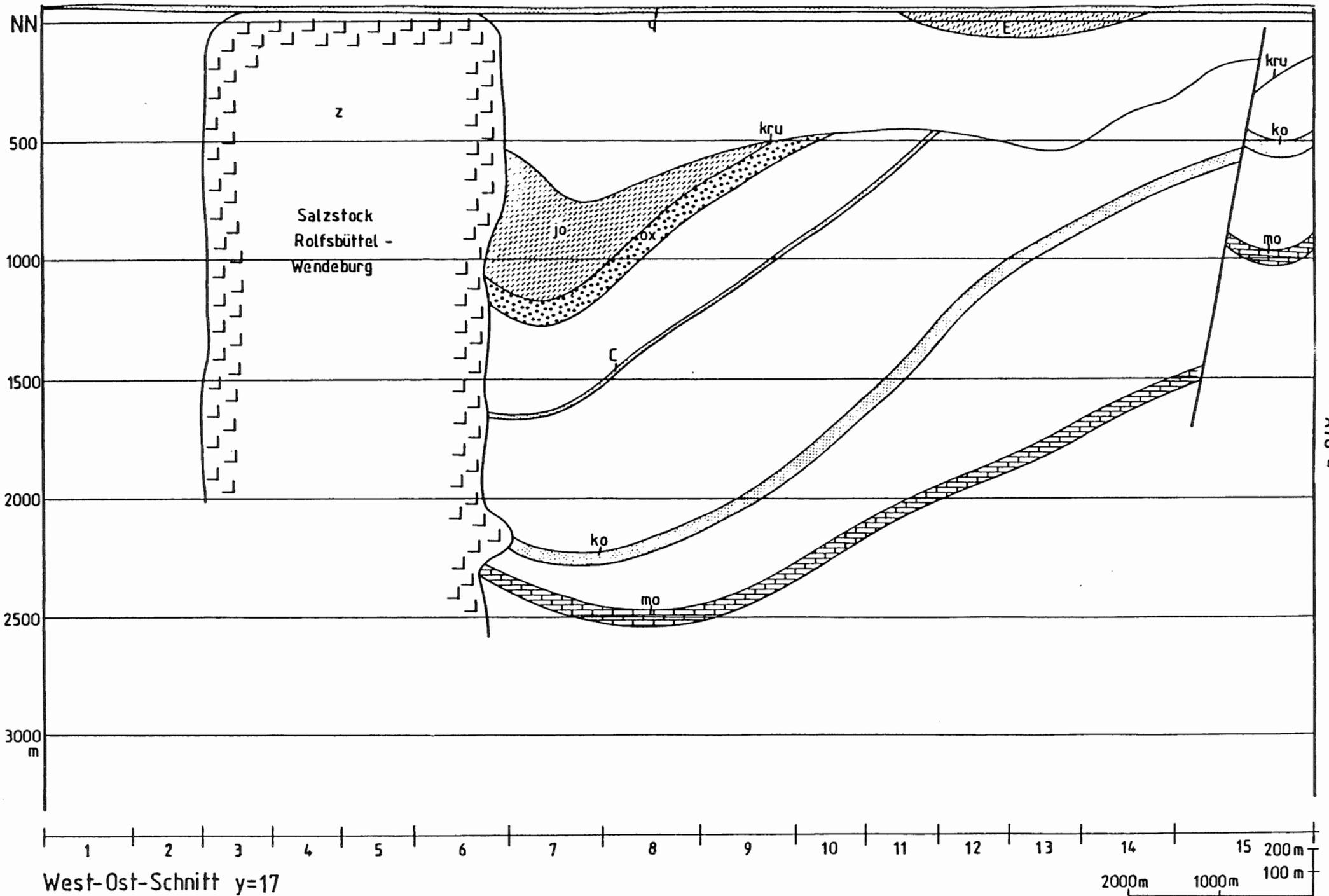
West-Ost-Schnitt y=14

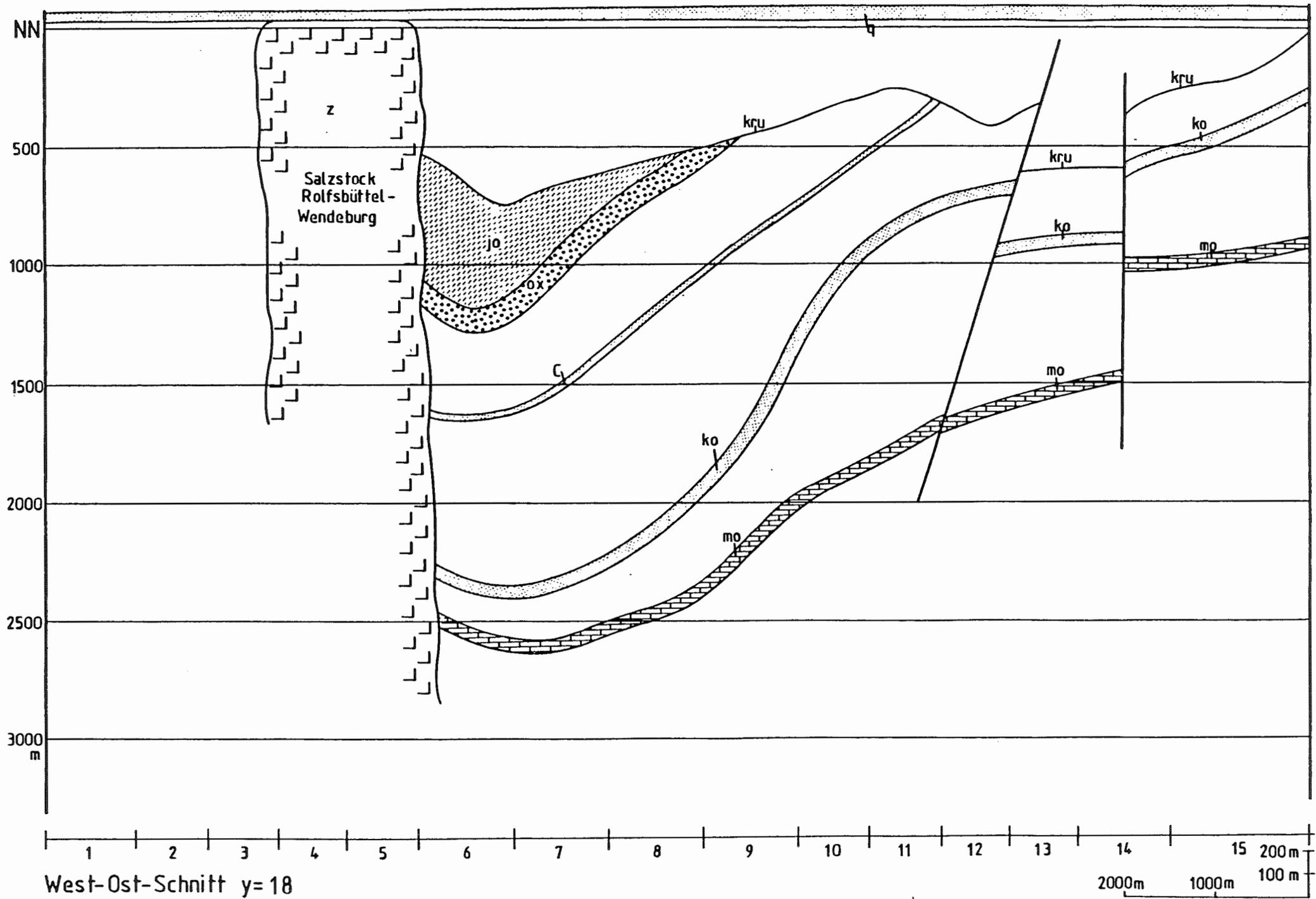
2000m 1000m

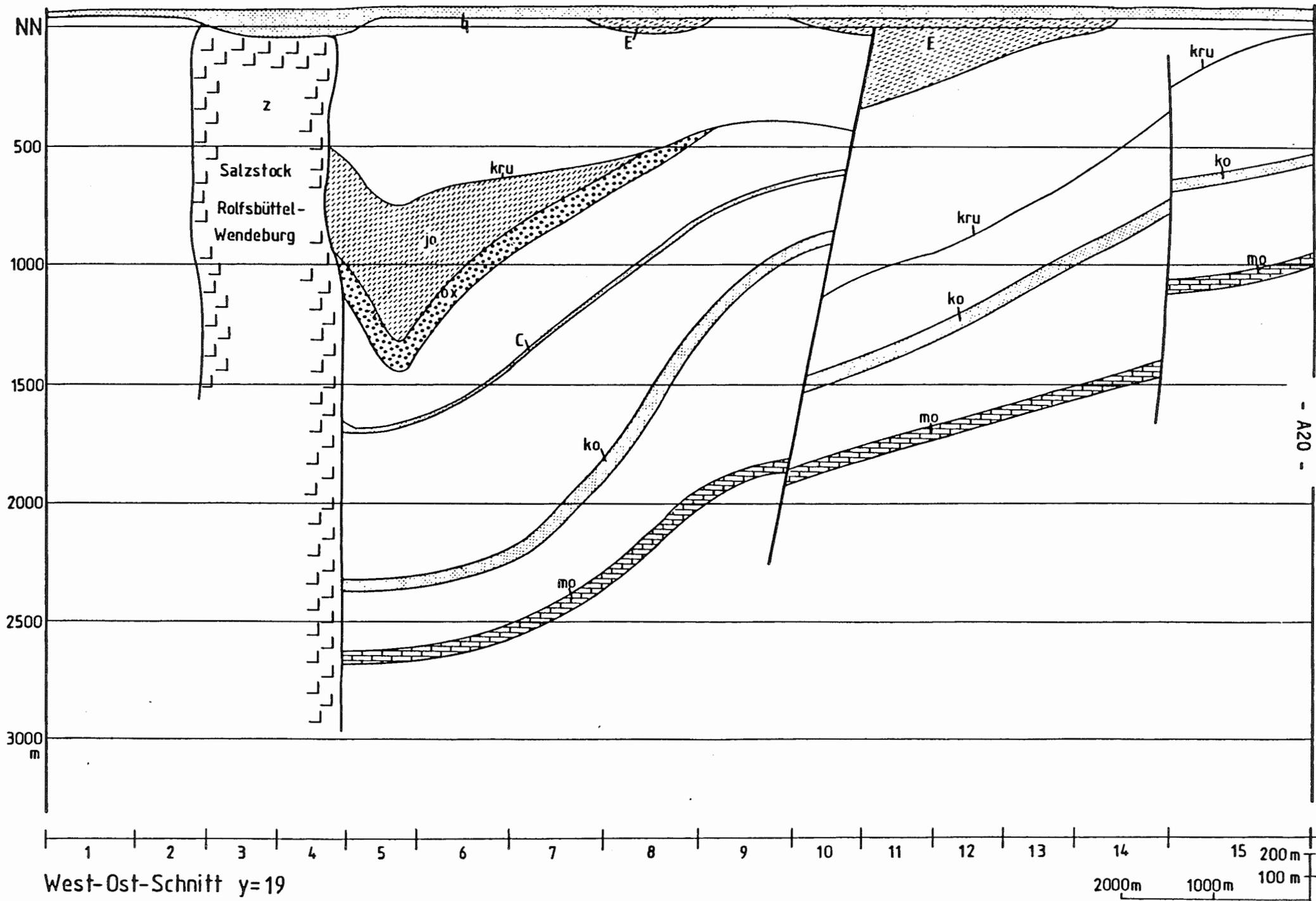


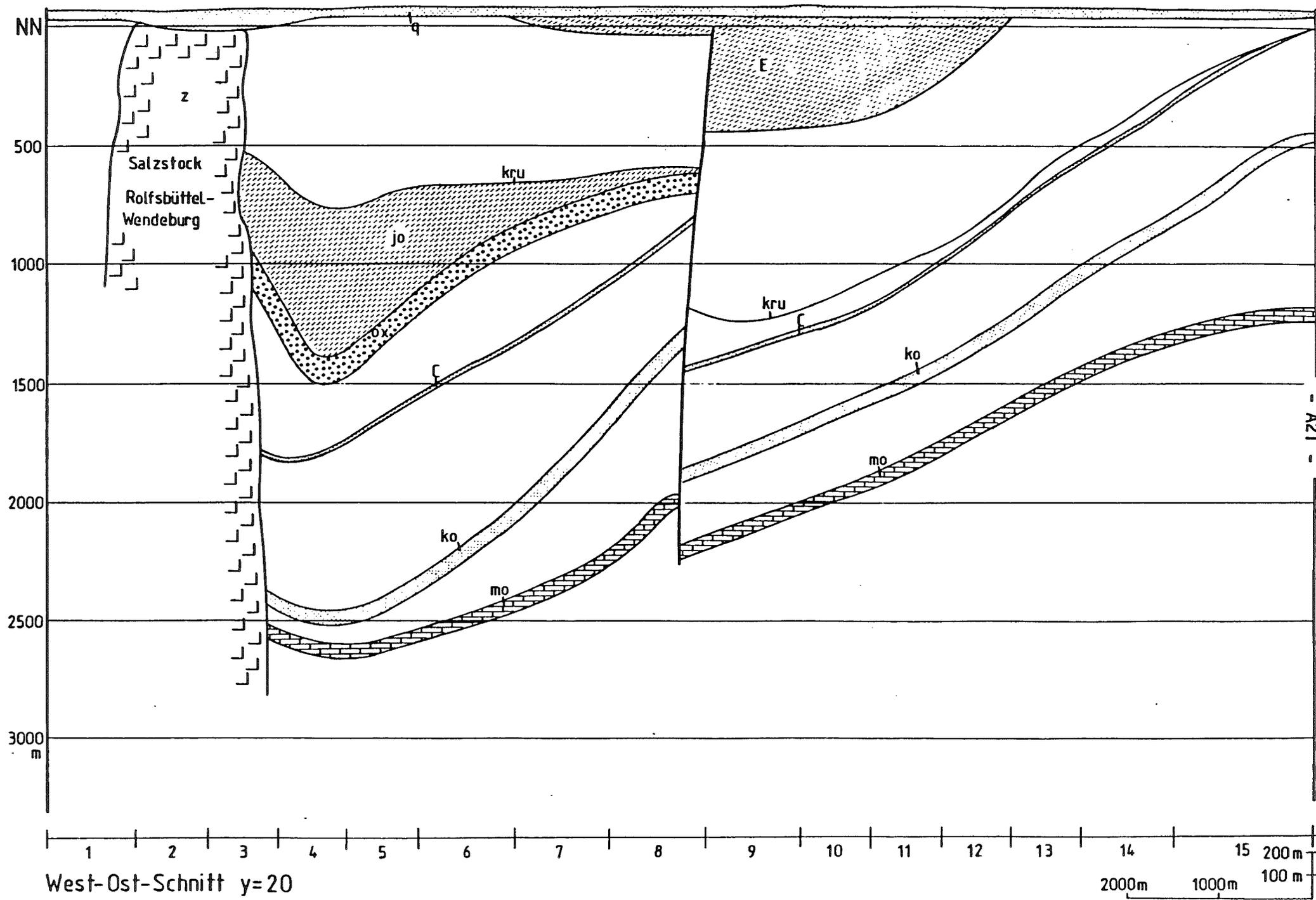
West-Ost-Schnitt y=15

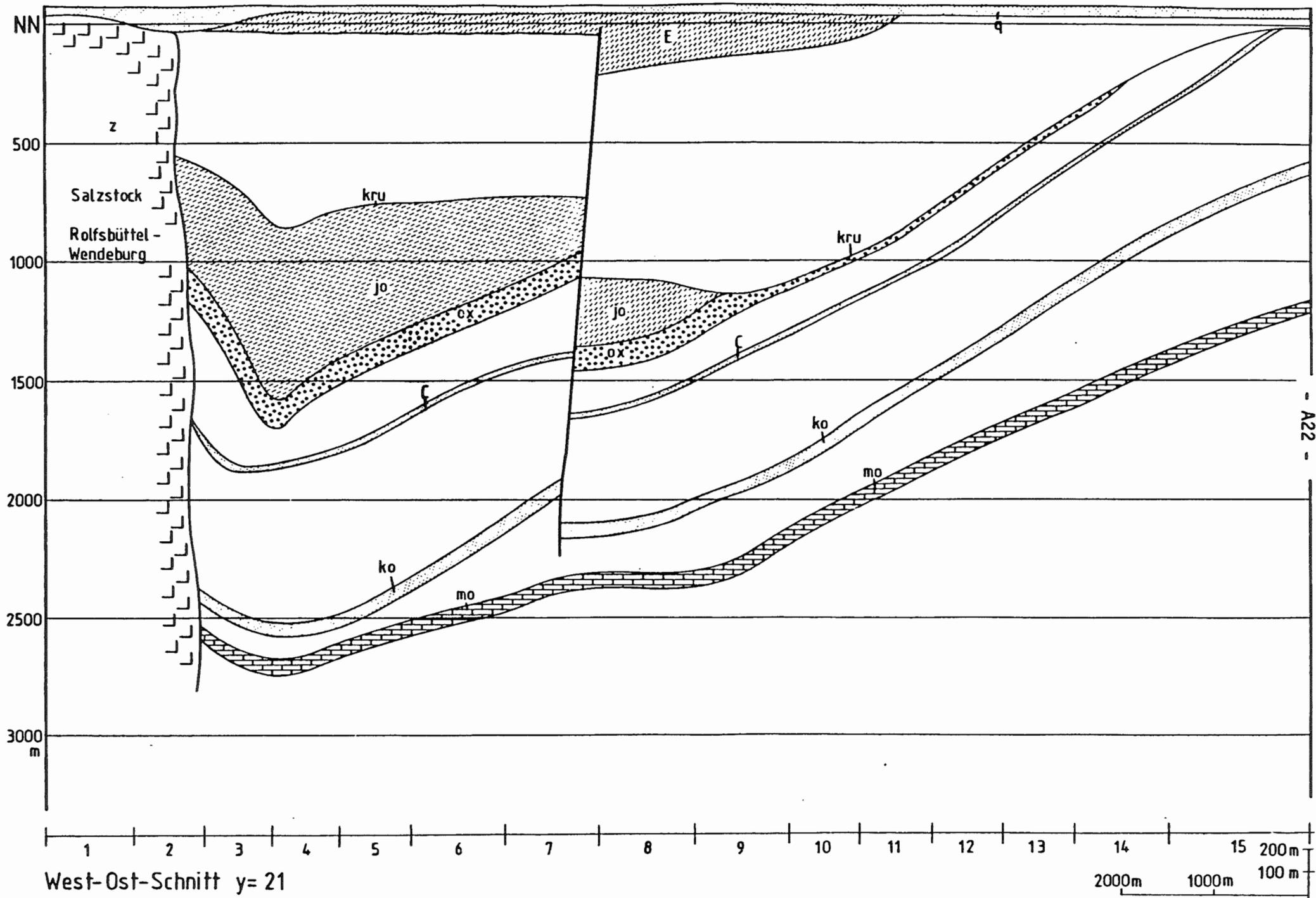


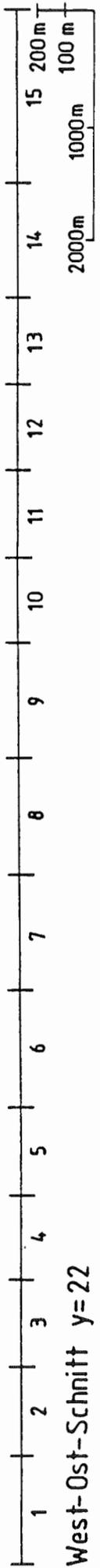
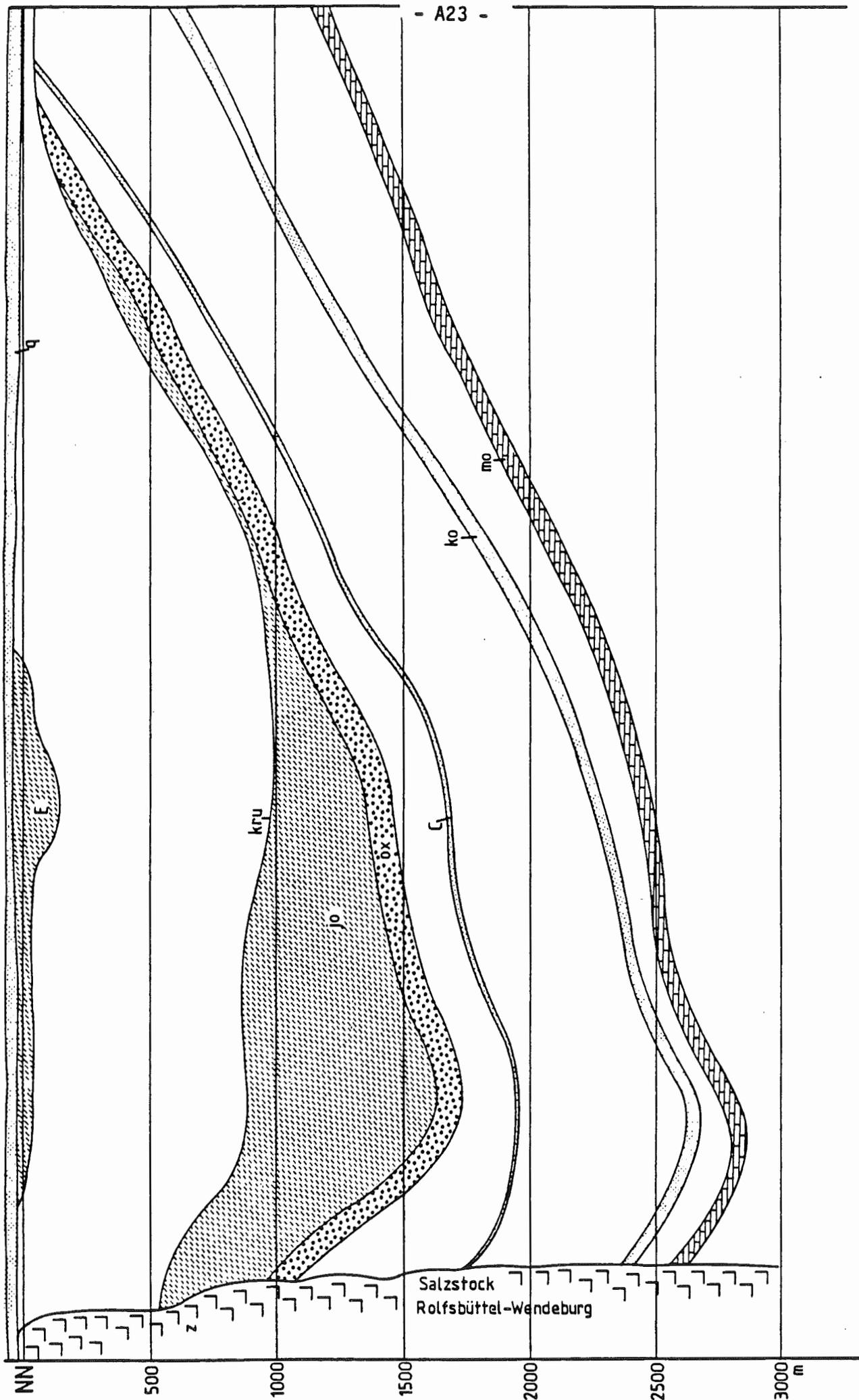




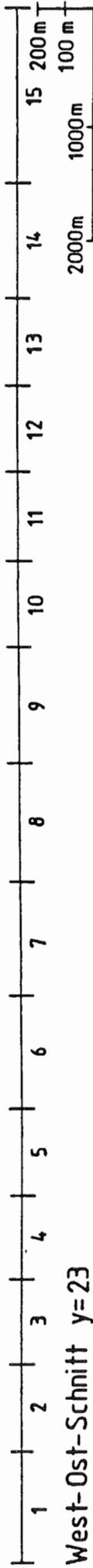
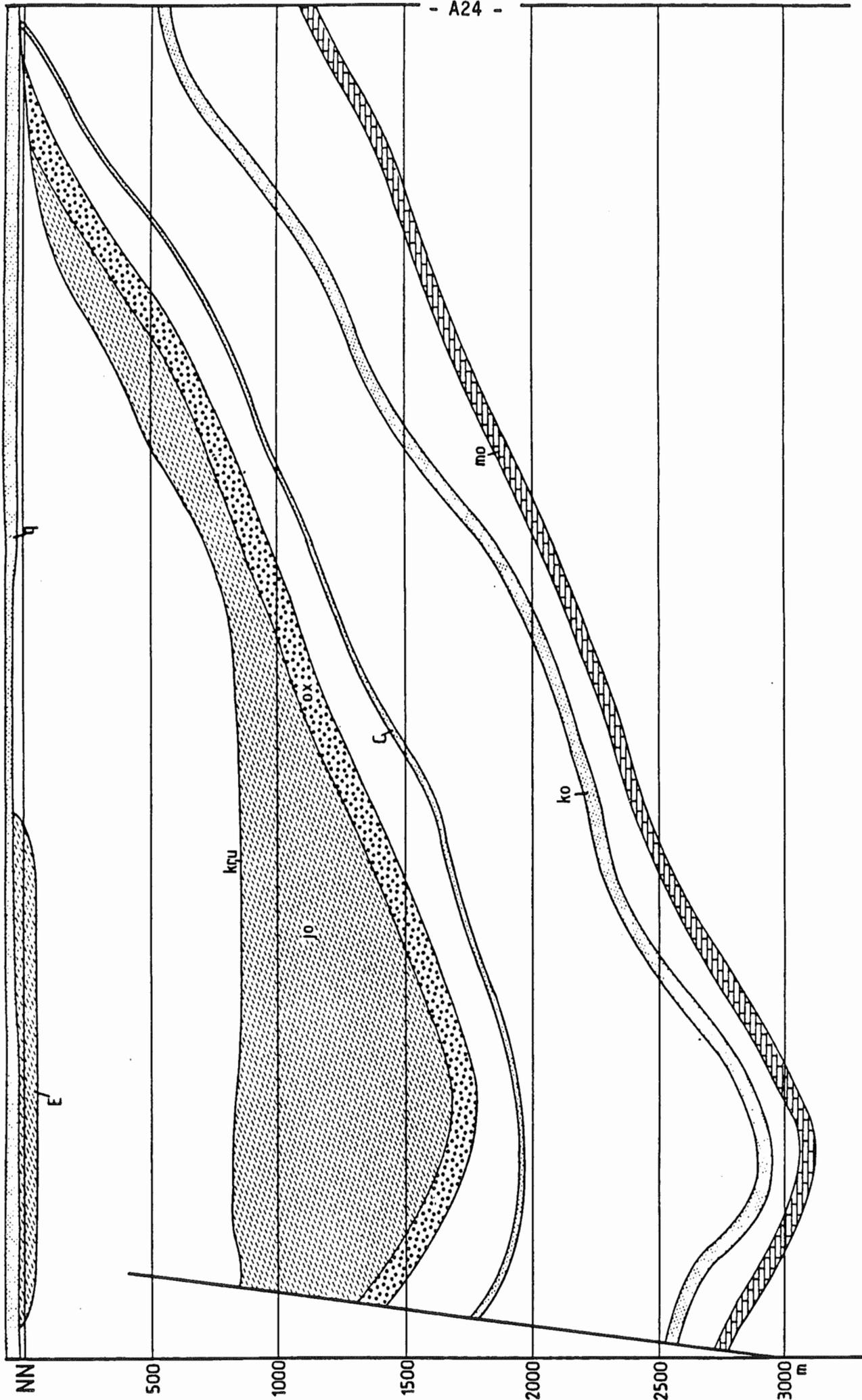




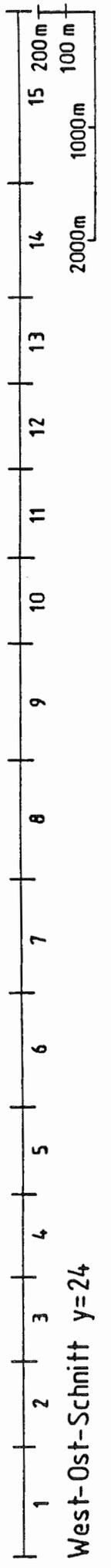
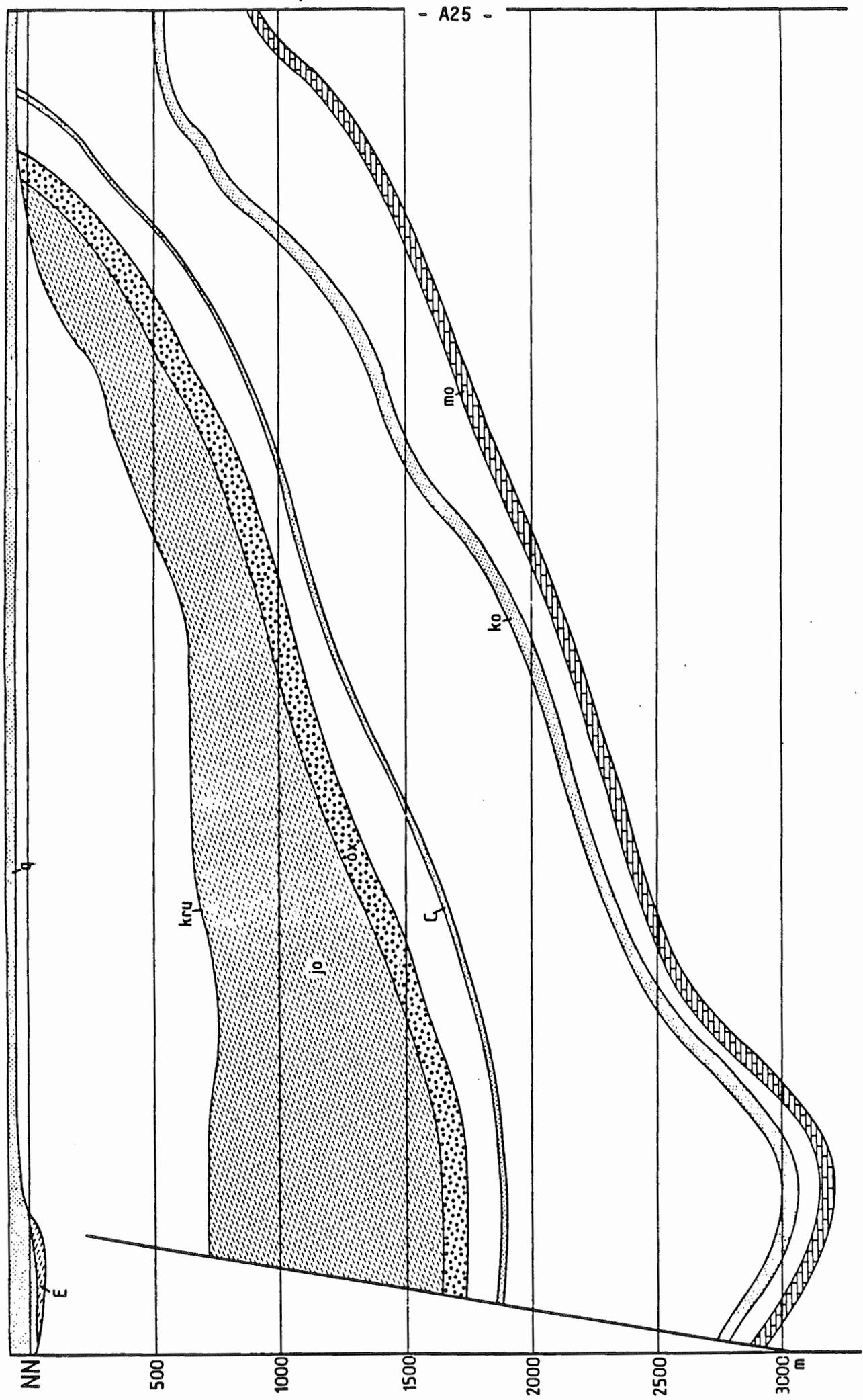


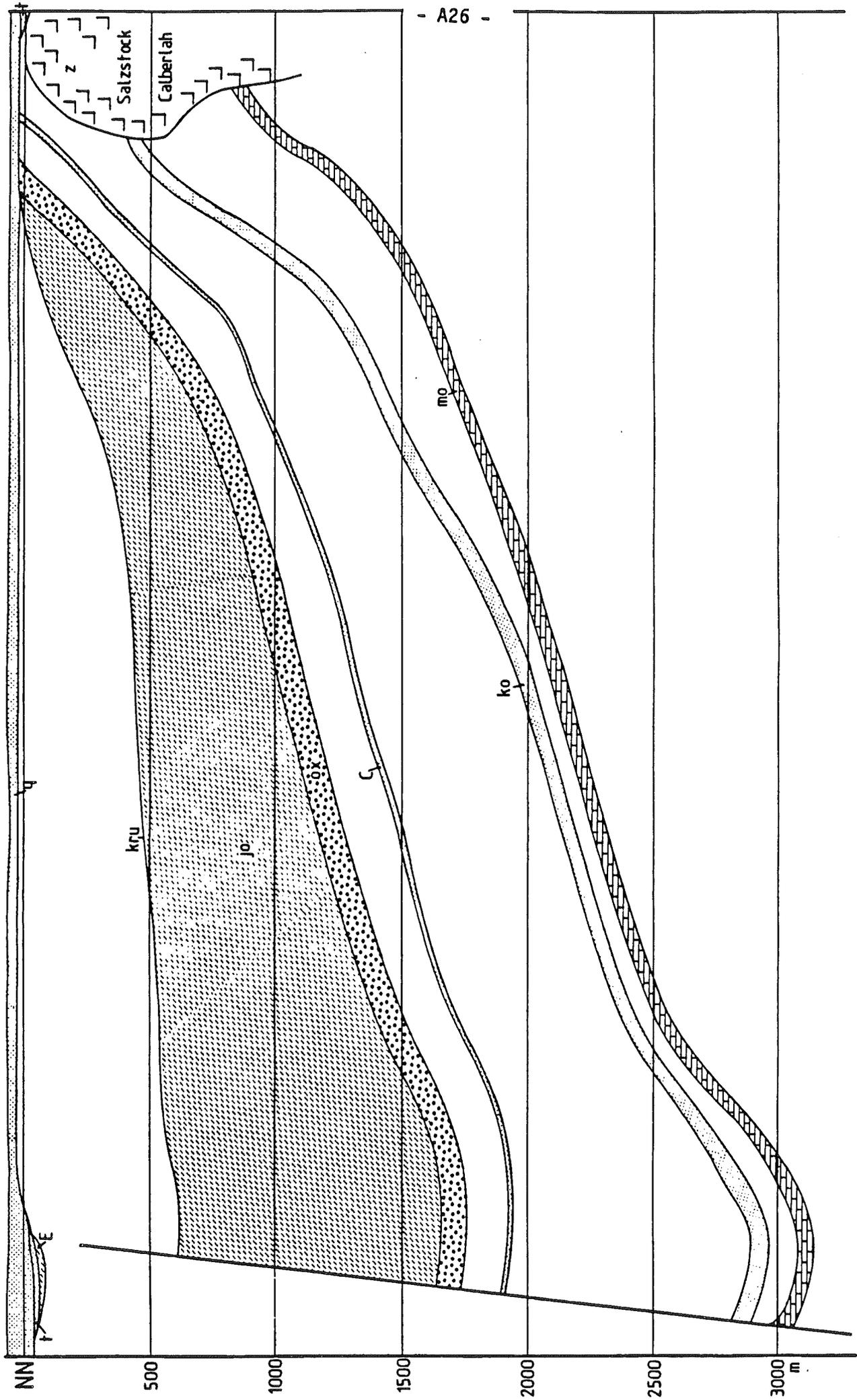


West-Ost-Schnitt y=22

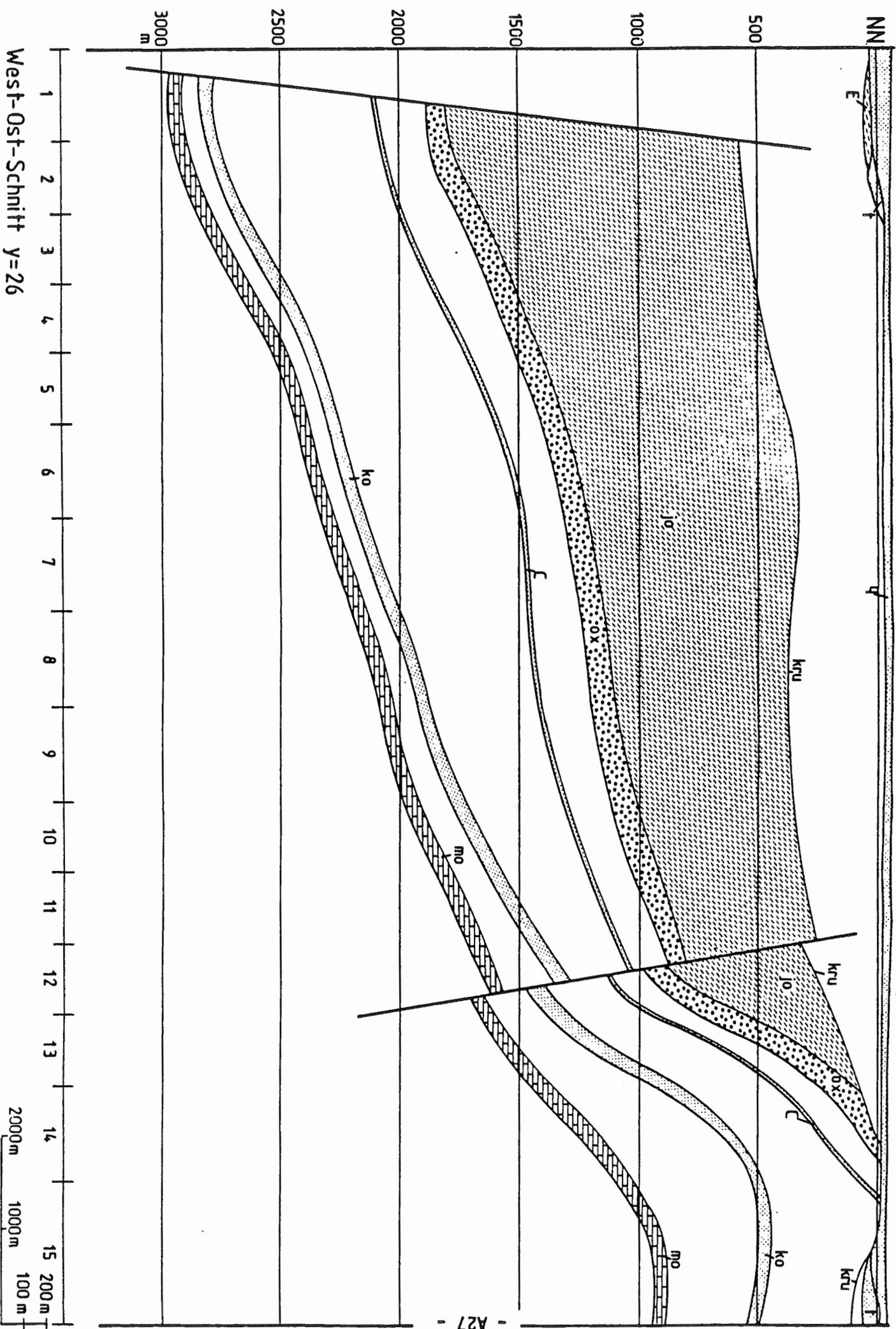


West-Ost-Schnitt y=23

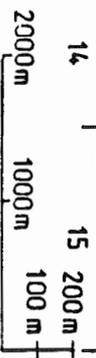




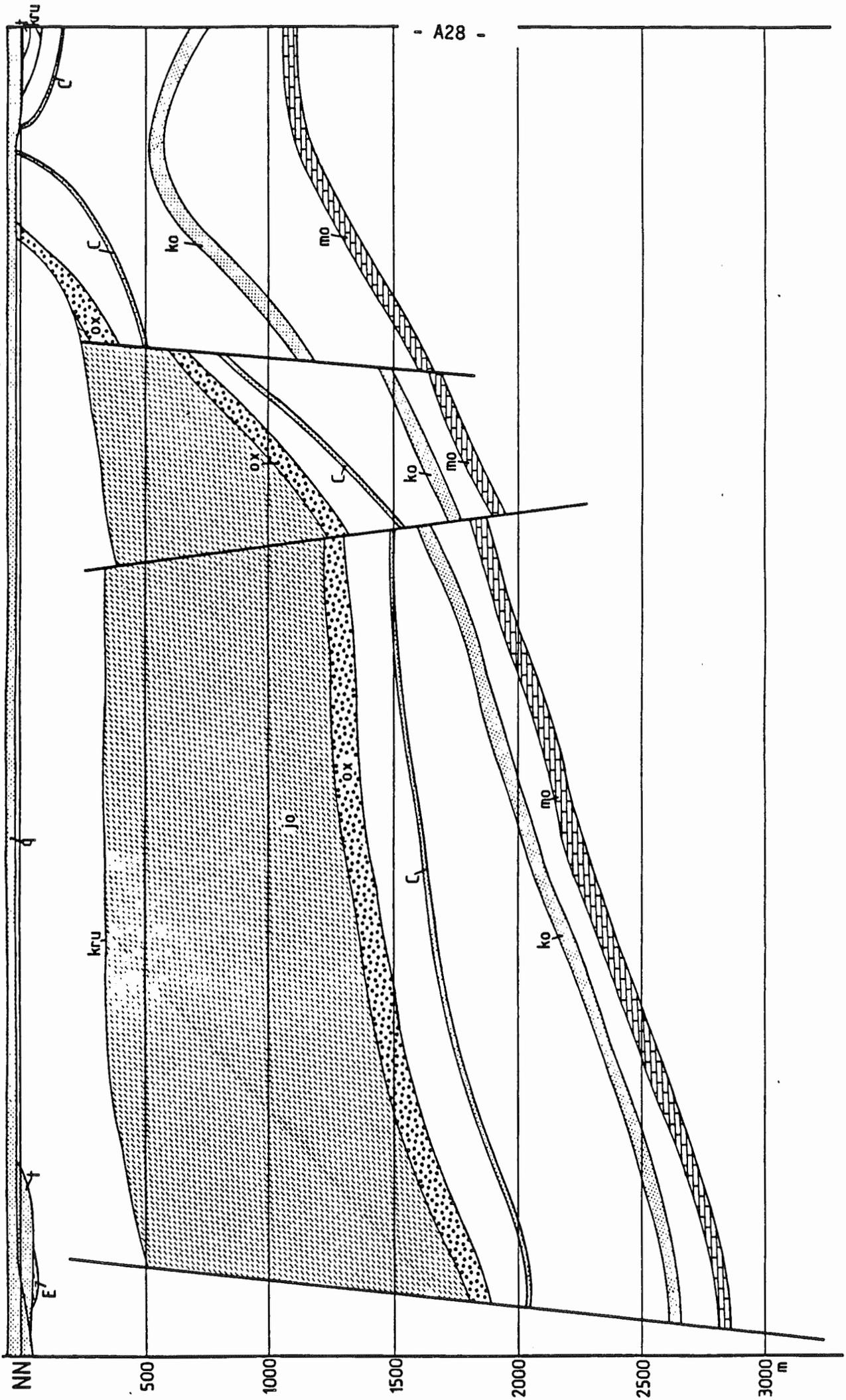
West-Ost-Schnitt y=25



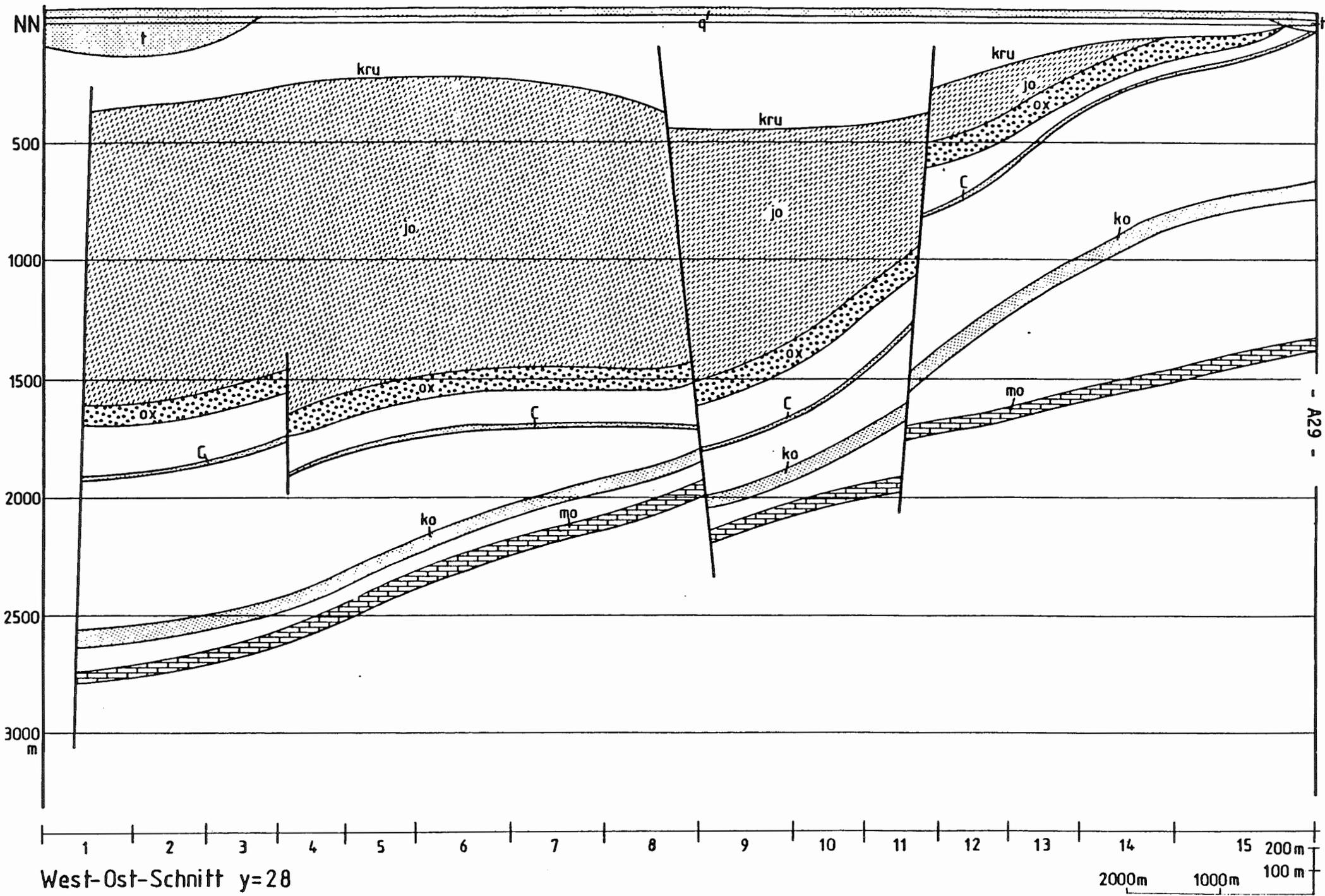
West-Ost-Schnitt y=26

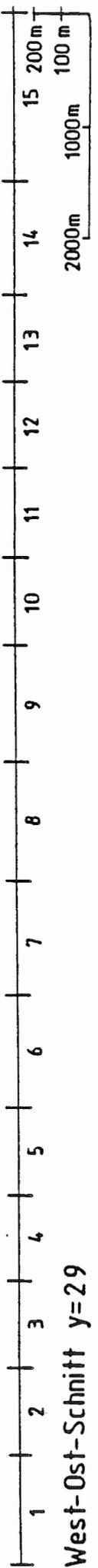
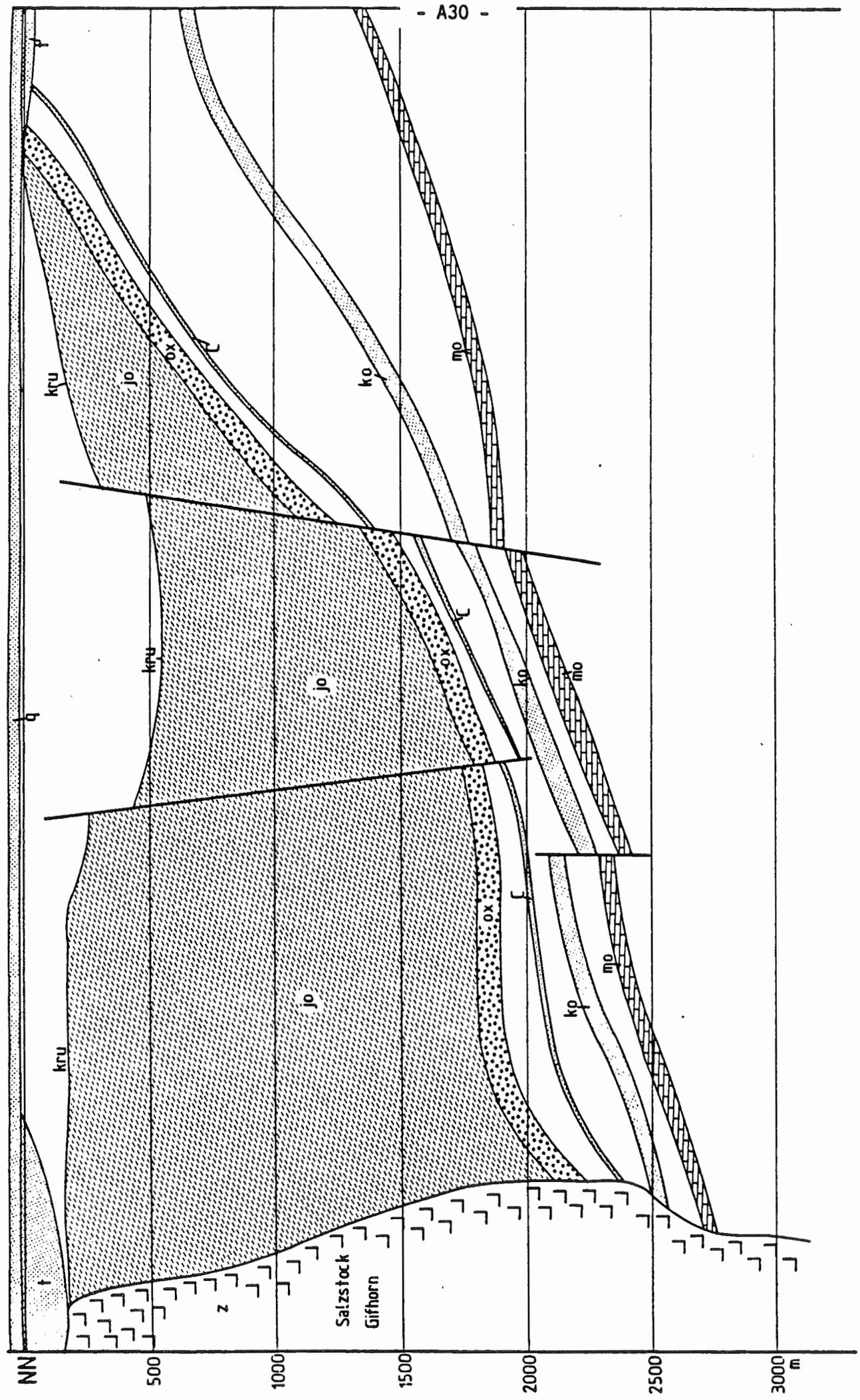


- A27 -

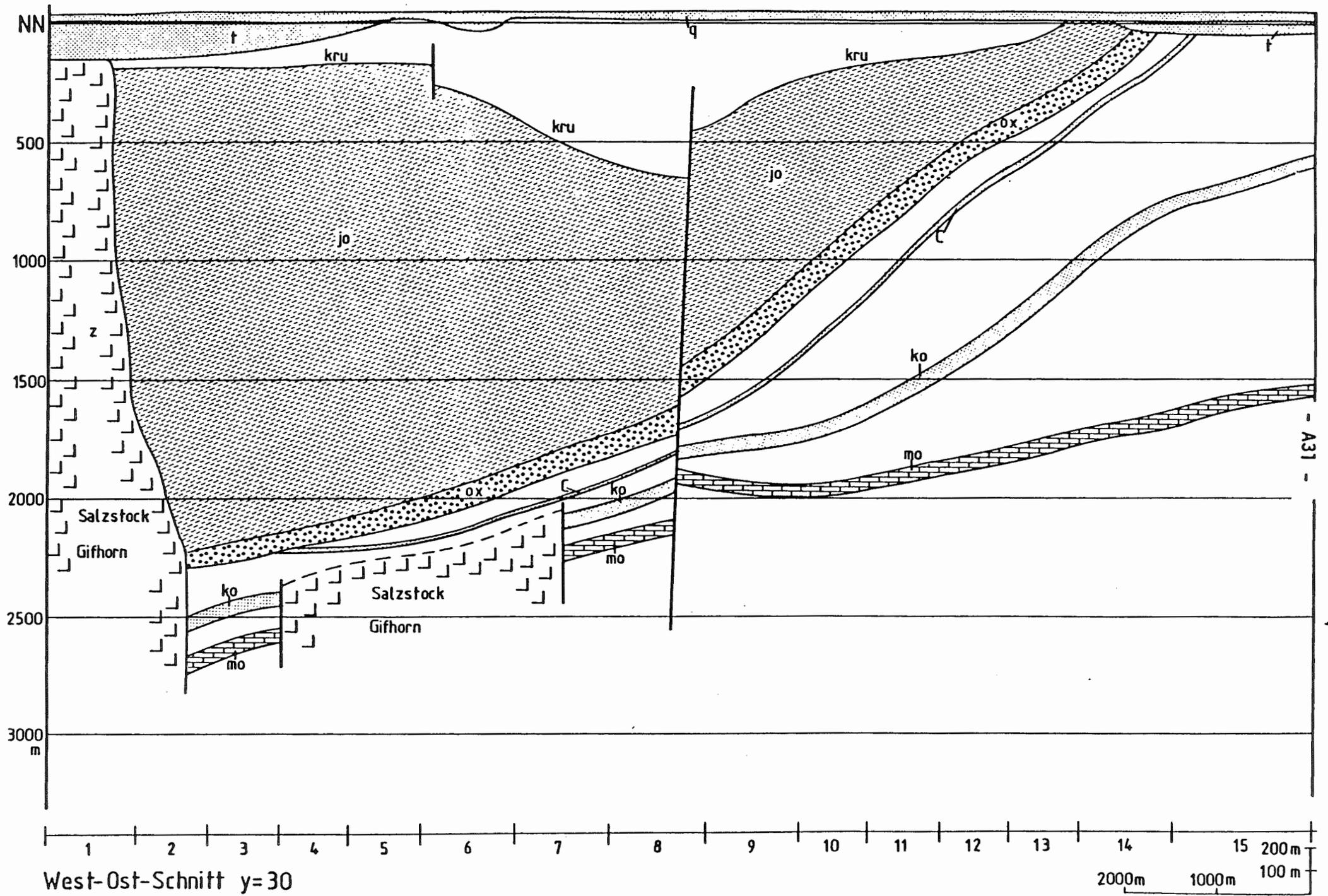


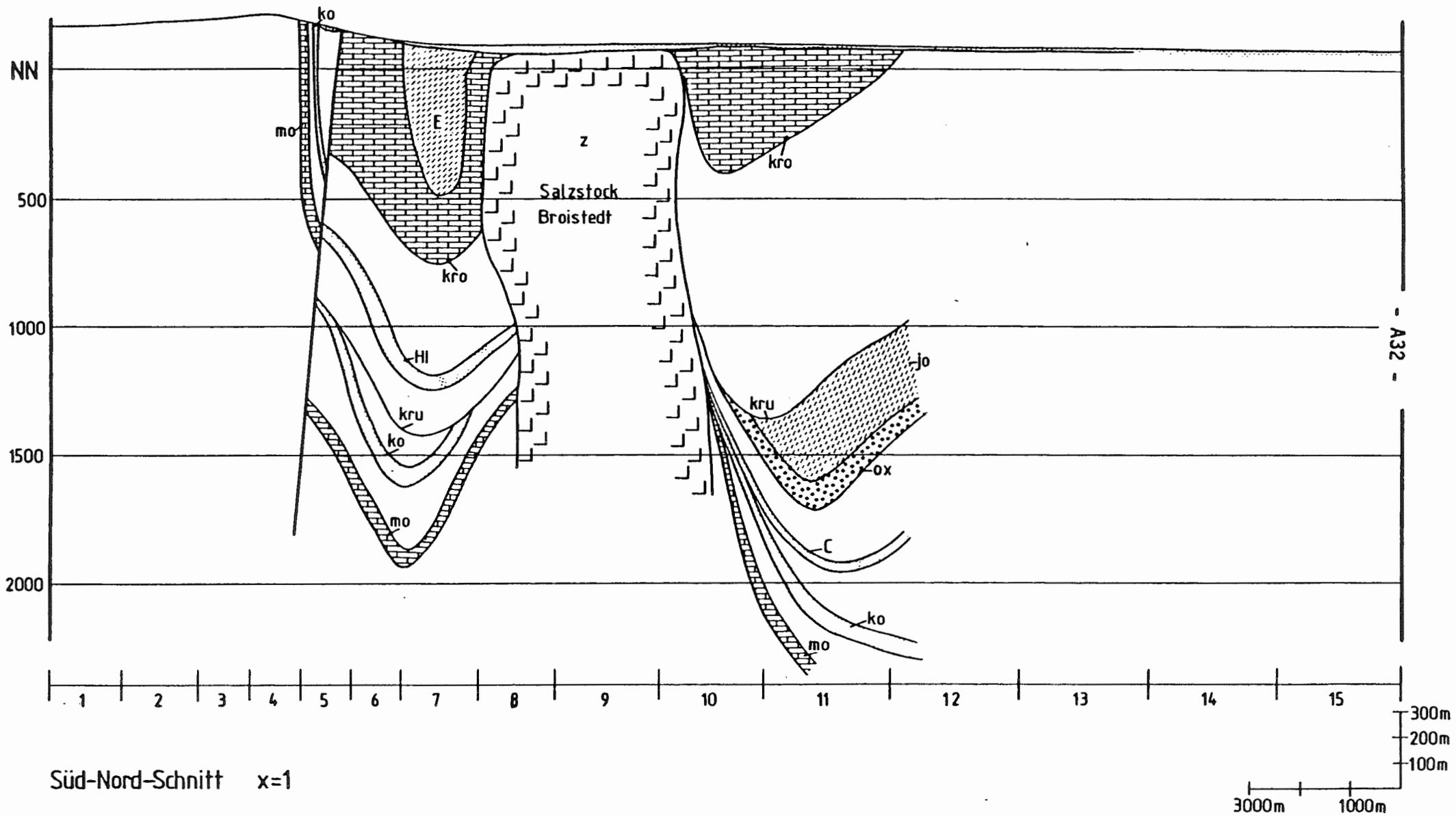
West-Ost-Schnitt y=27

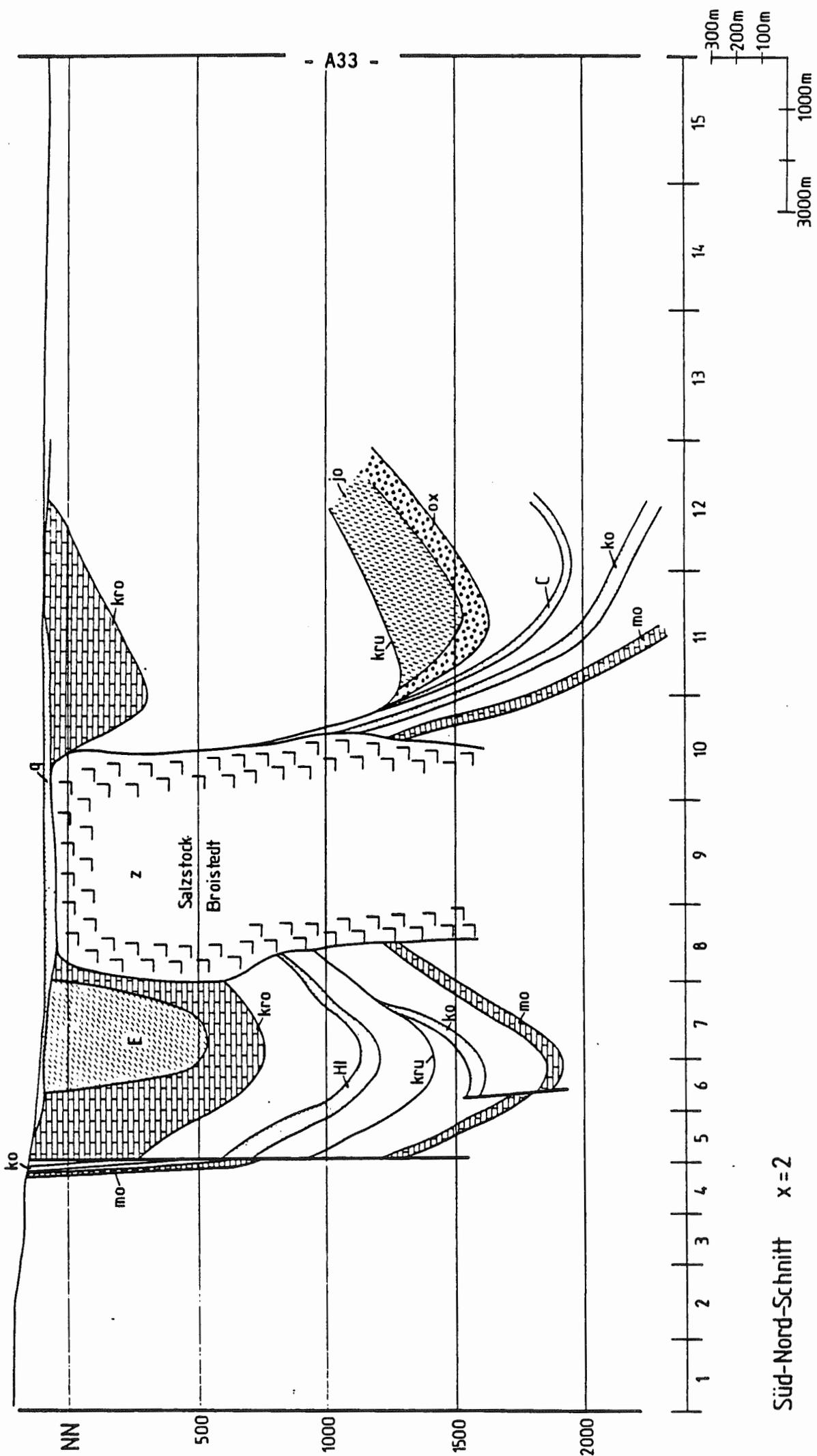




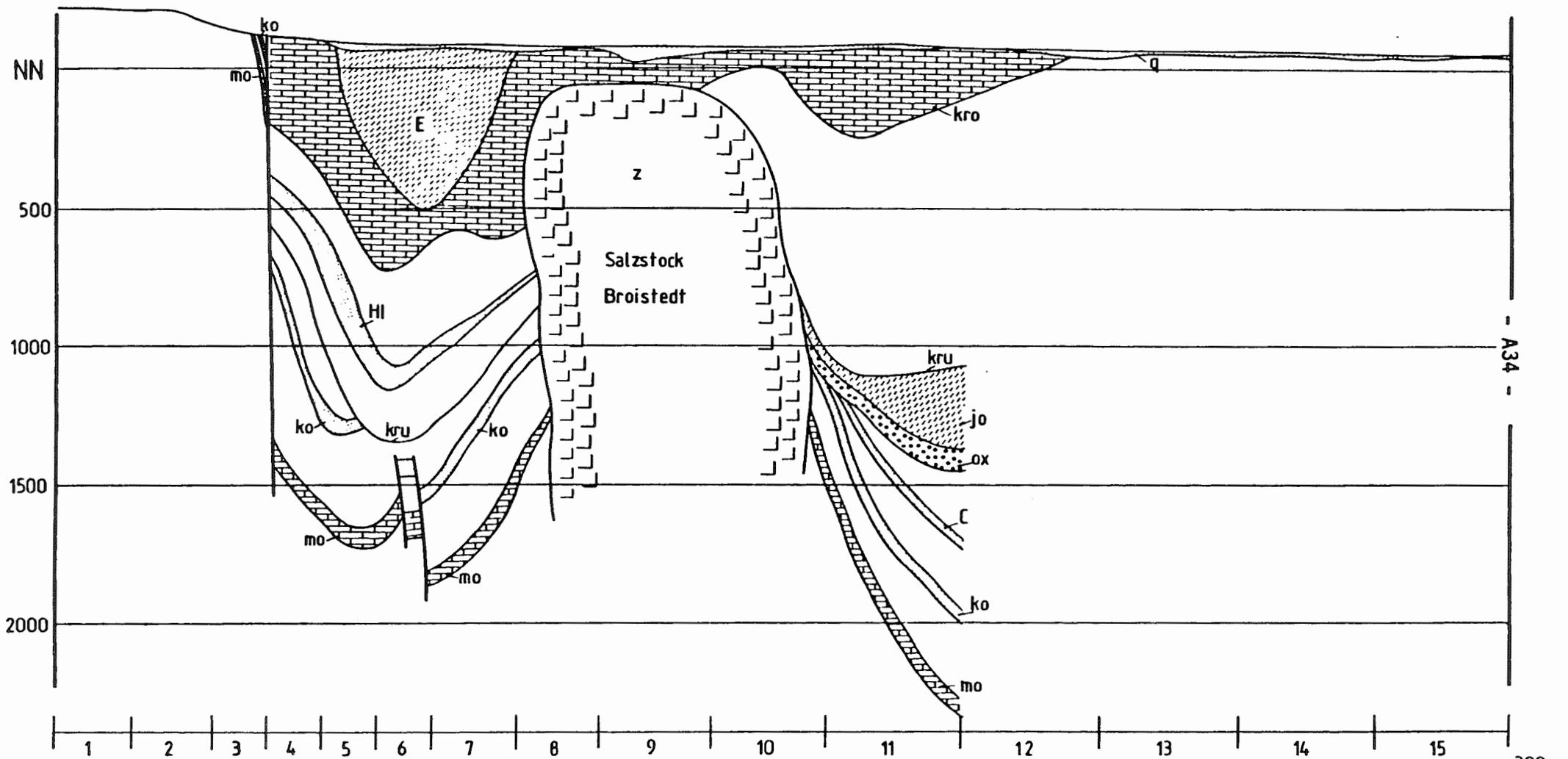
West-Ost-Schnitt y=29



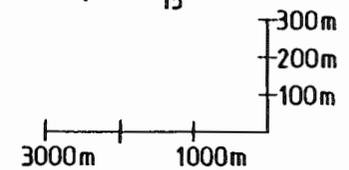


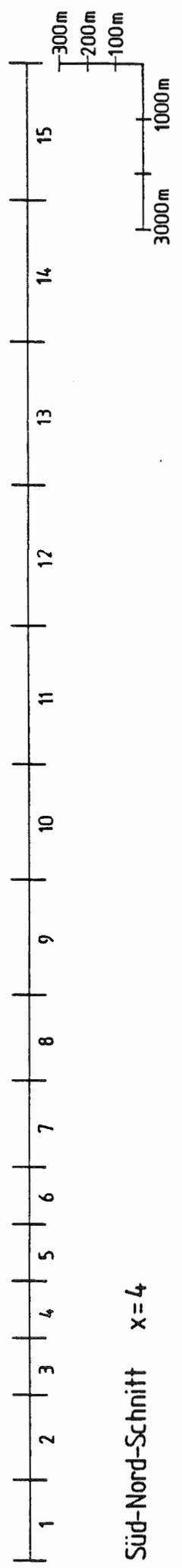
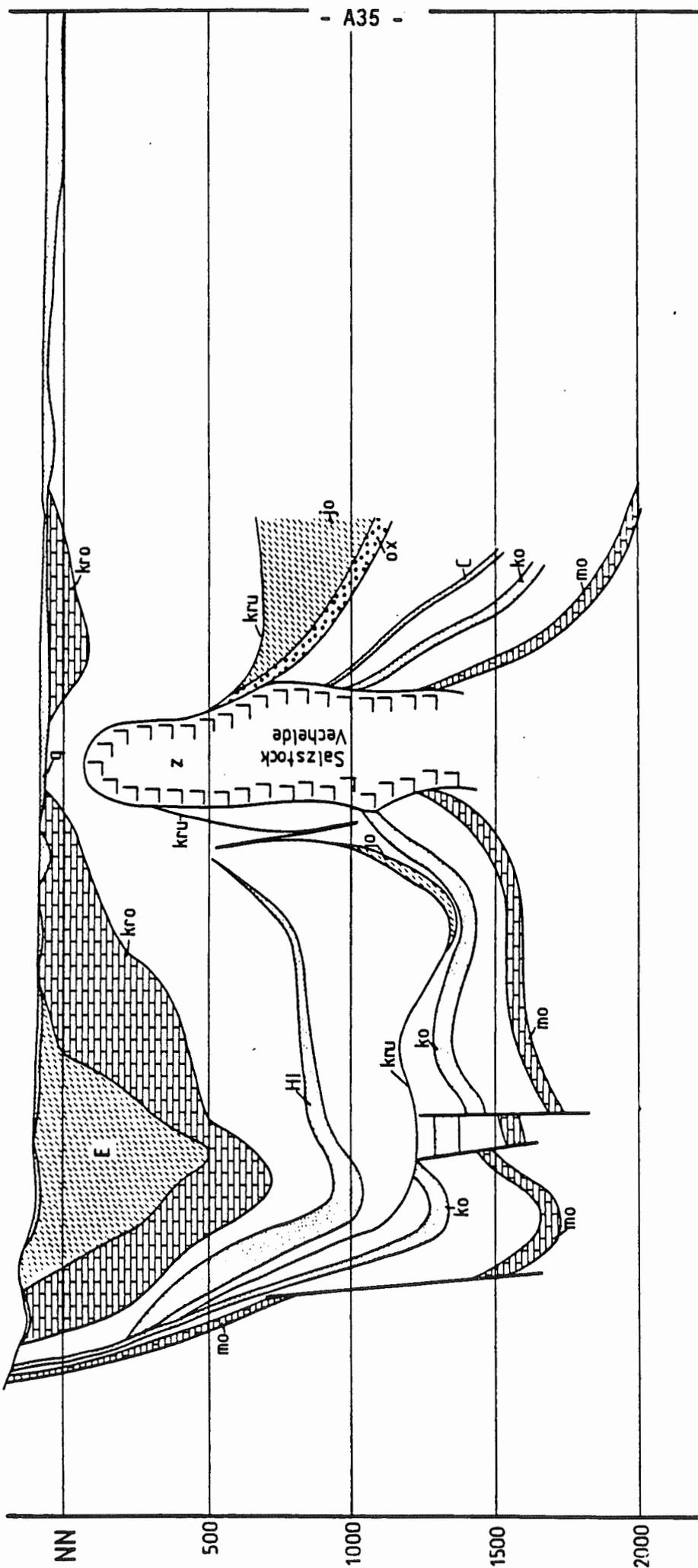


Süd-Nord-Schnitt x=2

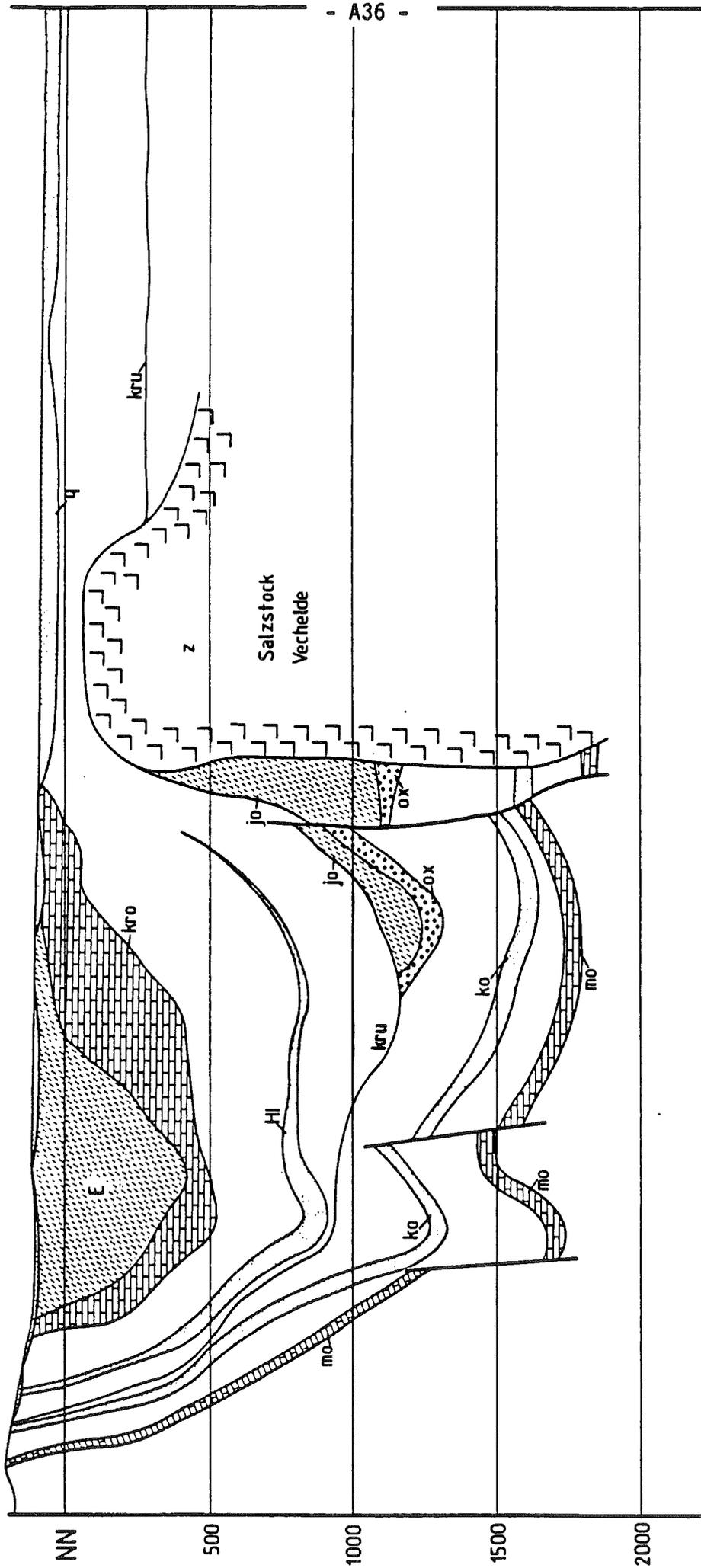


Süd-Nord-Schnitt x=3

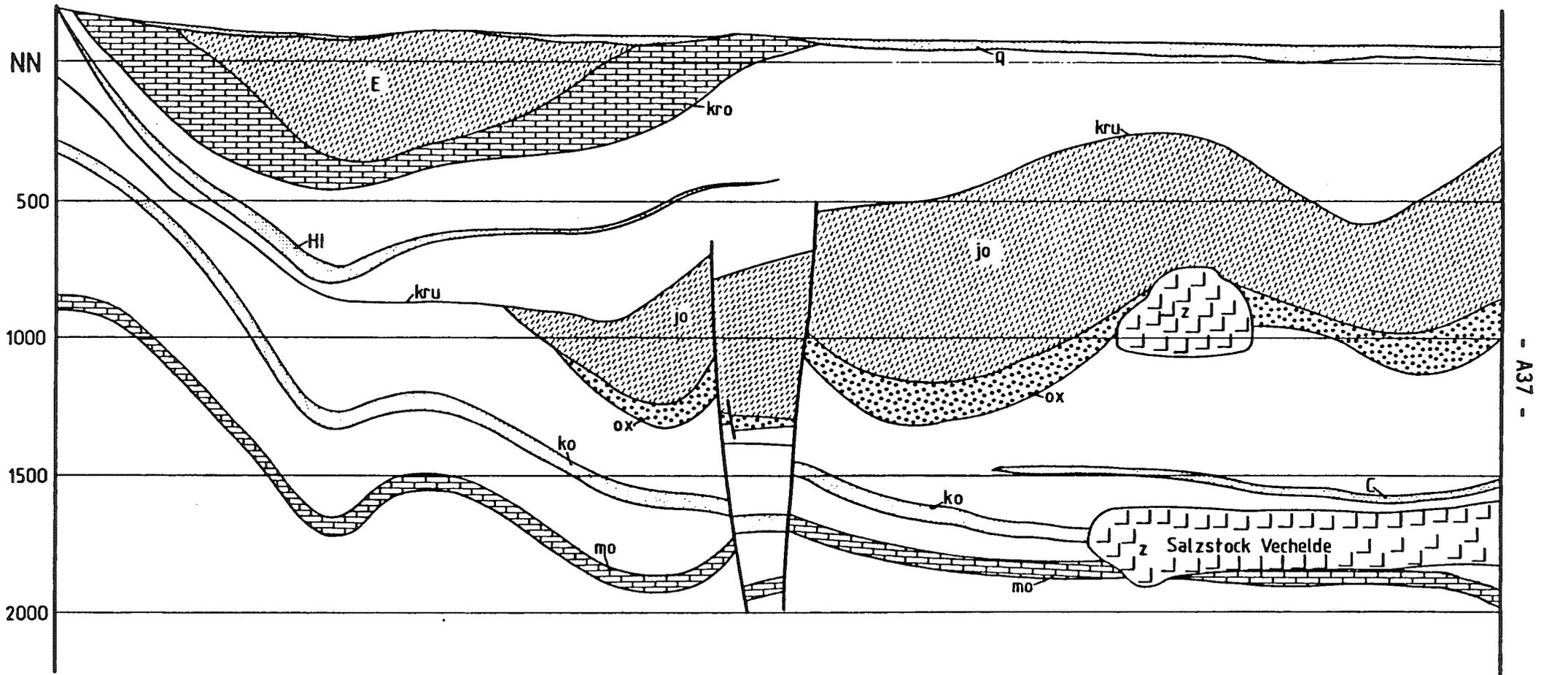




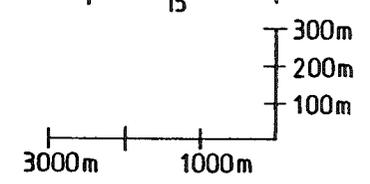
Süd-Nord-Schnitt x=4

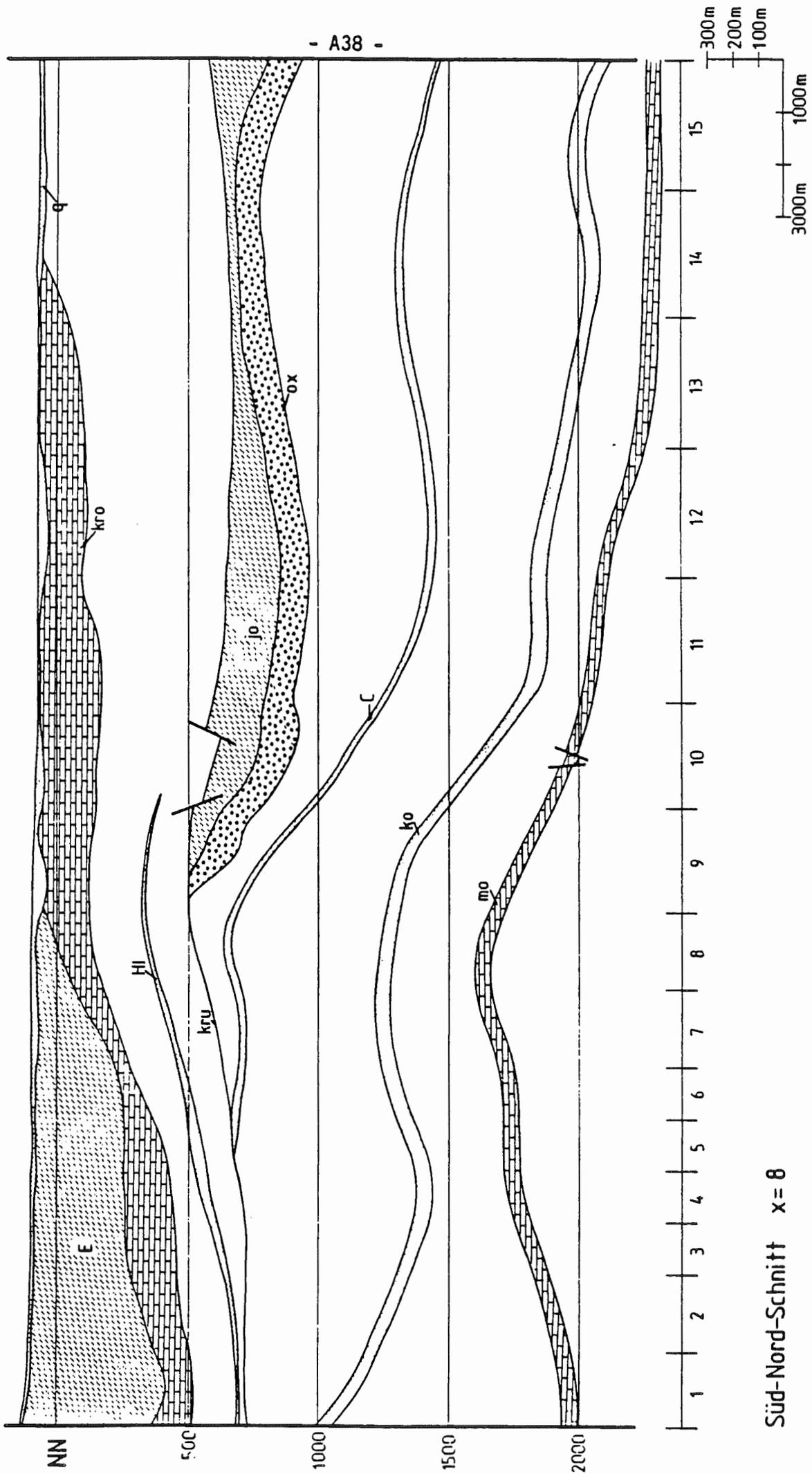


Süd-Nord-Schnitt x=5

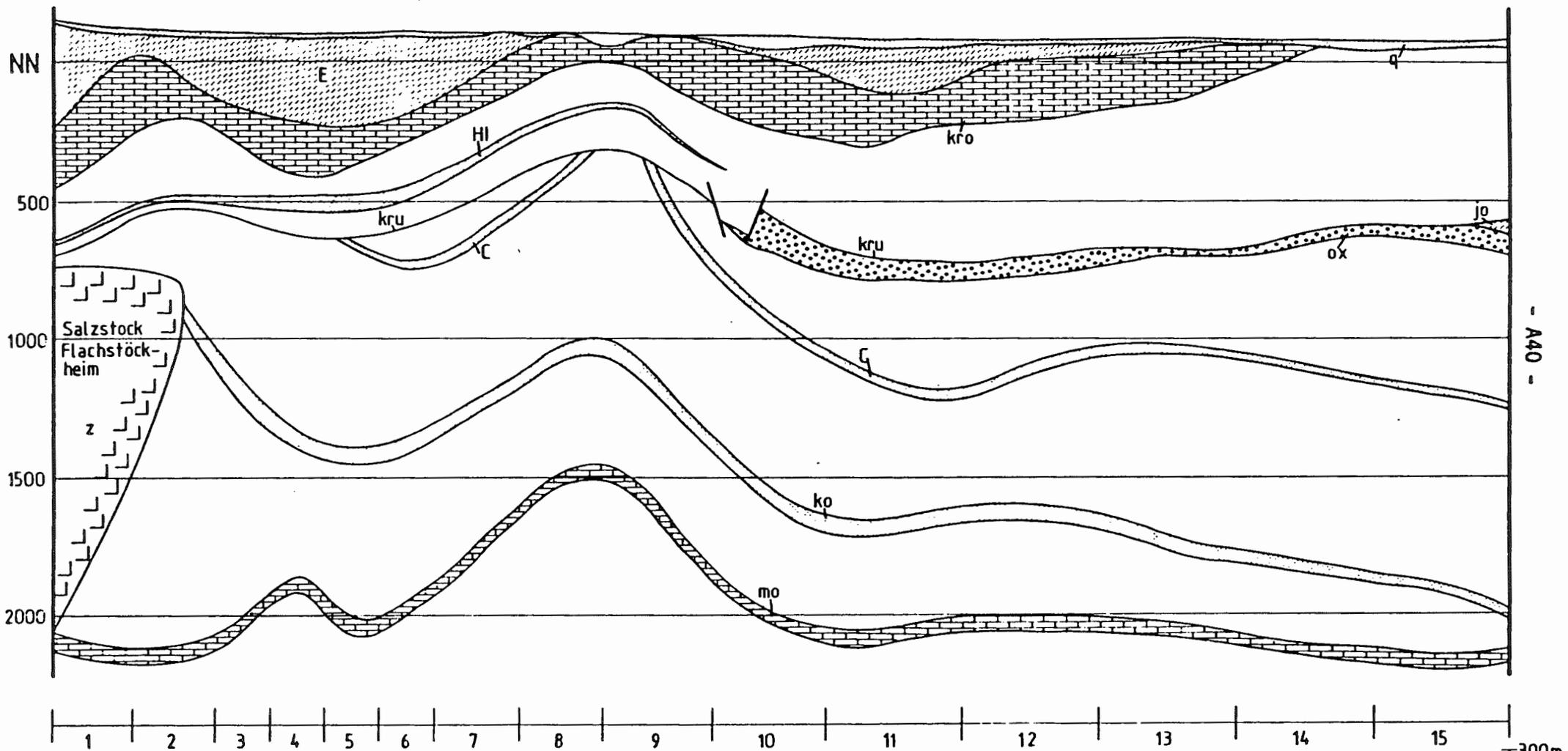


Süd-Nord-Schnitt x=6



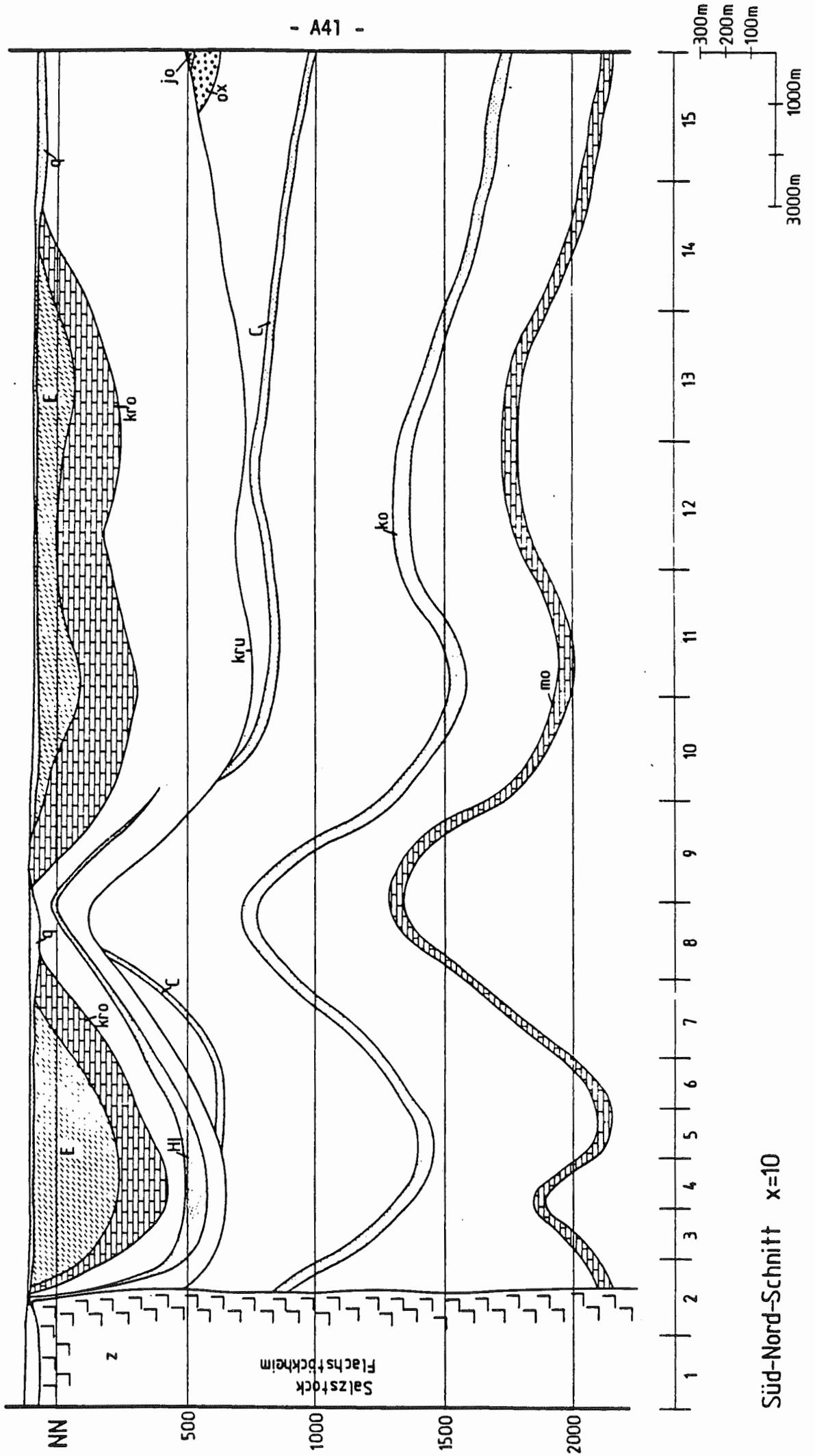


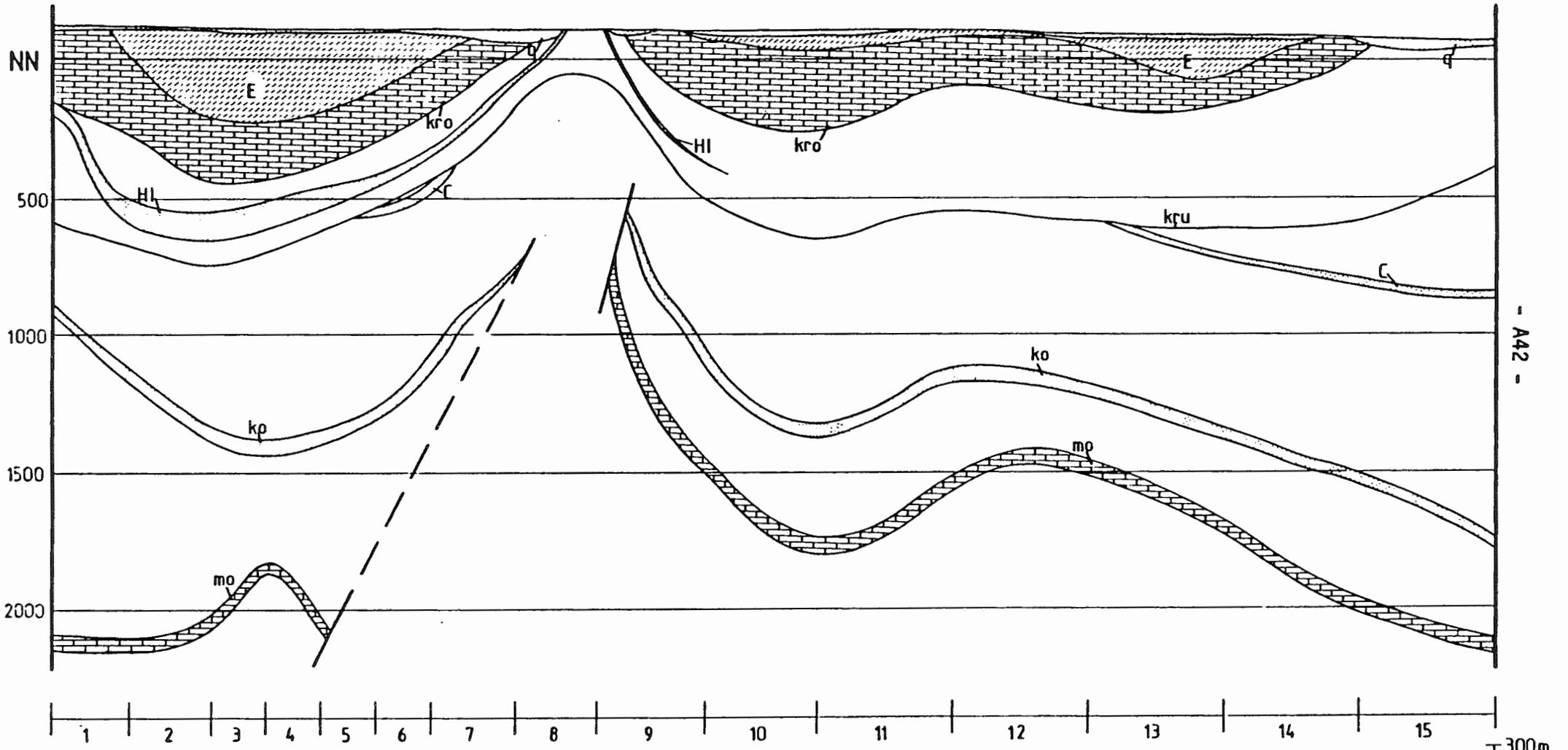
Süd-Nord-Schnitt x = 8



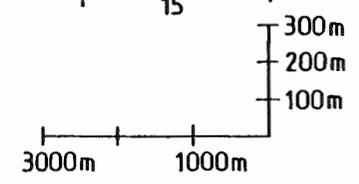
Süd-Nord-Schnitt x=9

3000m 1000m

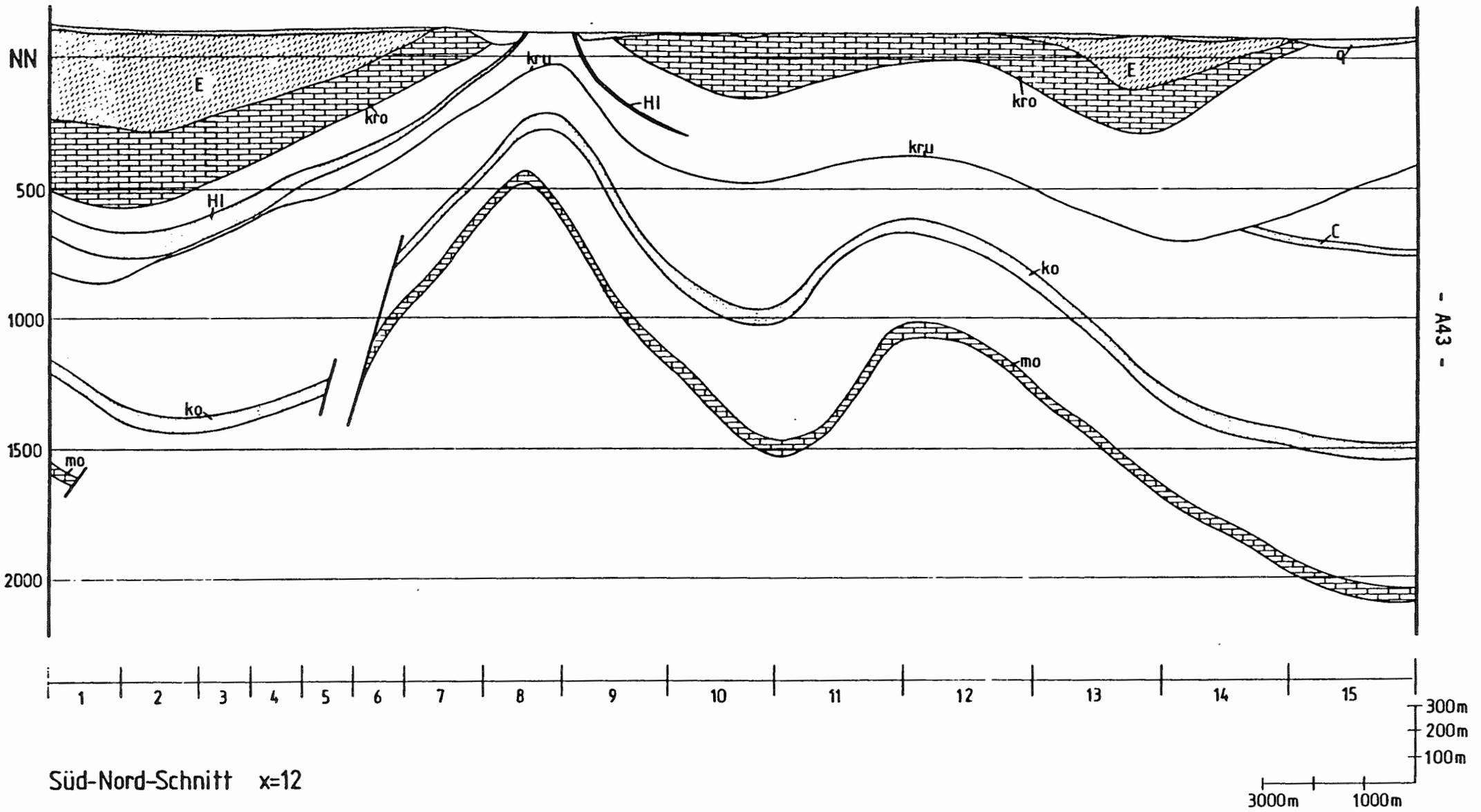


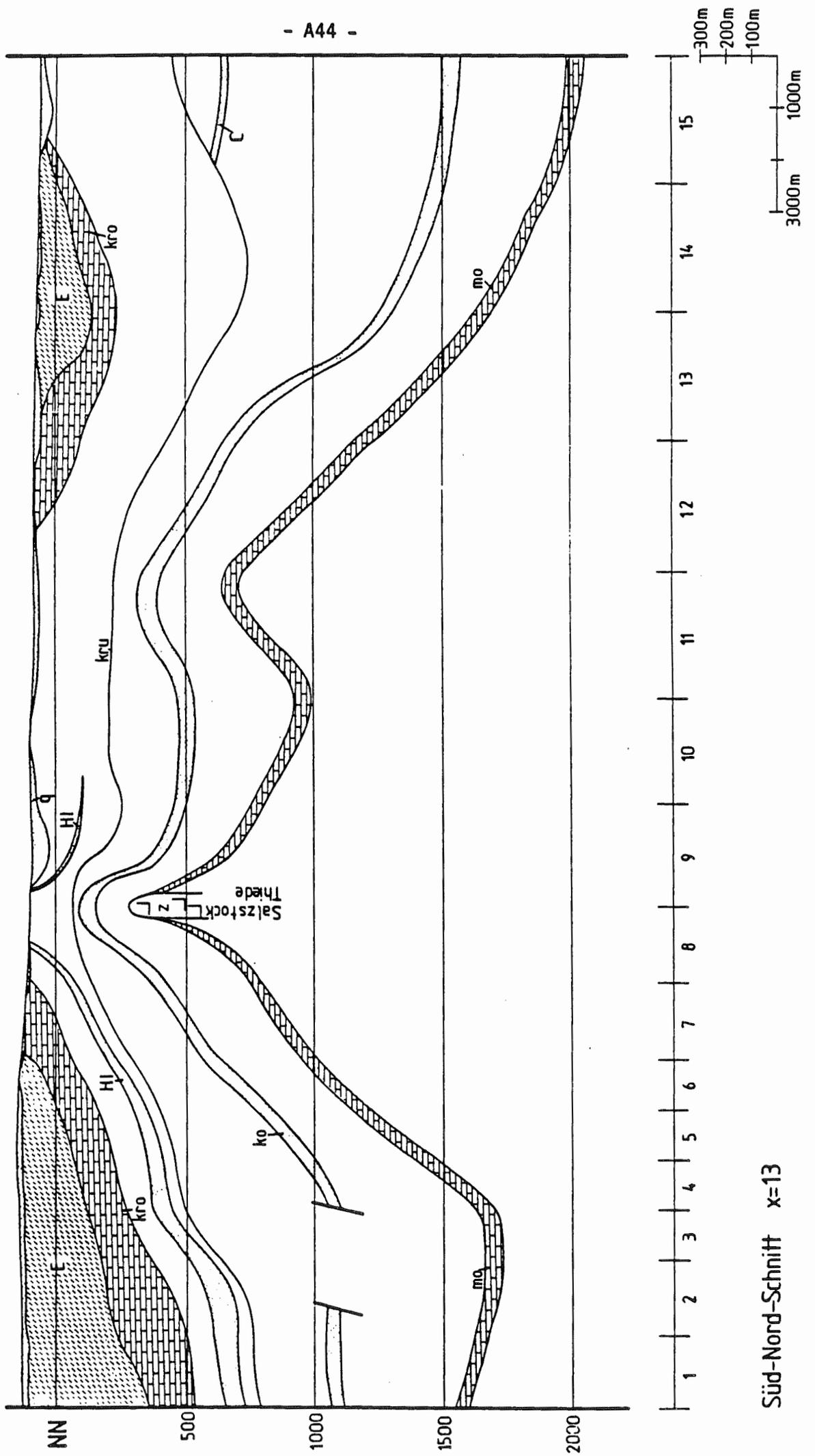


Süd-Nord-Schnitt x=11

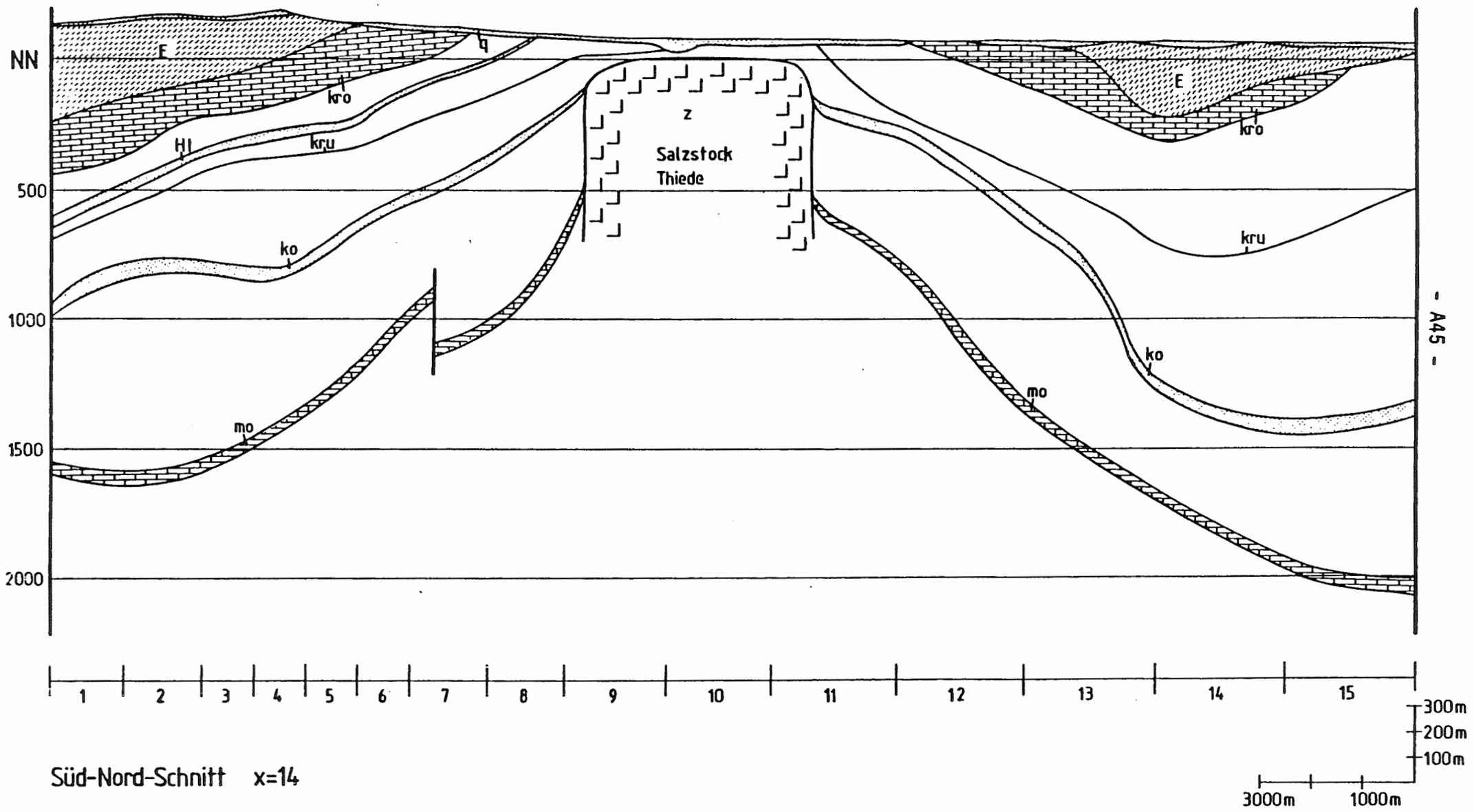


- A42 -



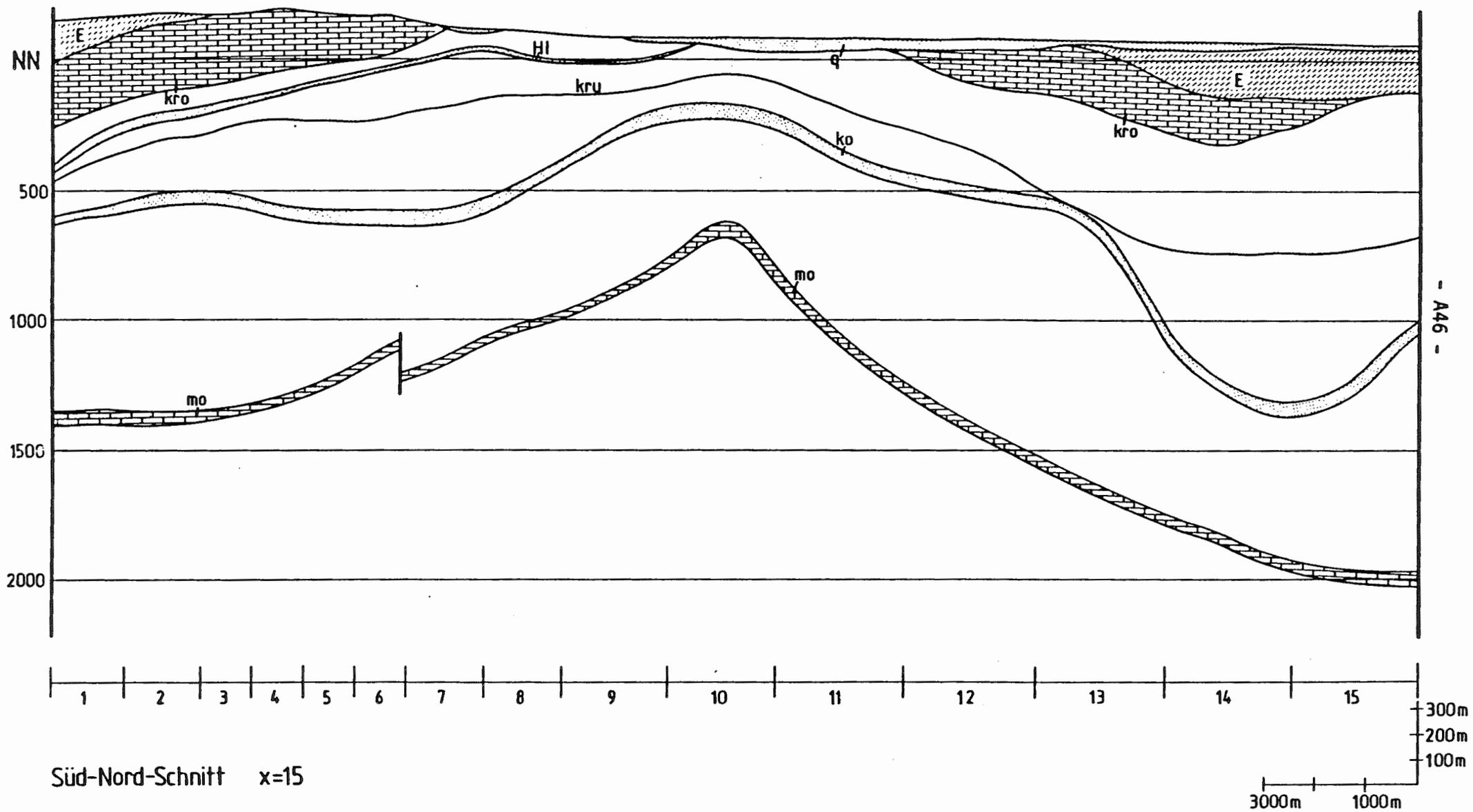


Süd-Nord-Schnitt x=13

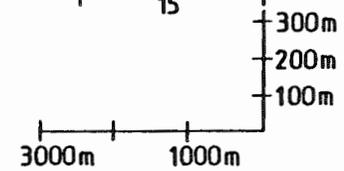


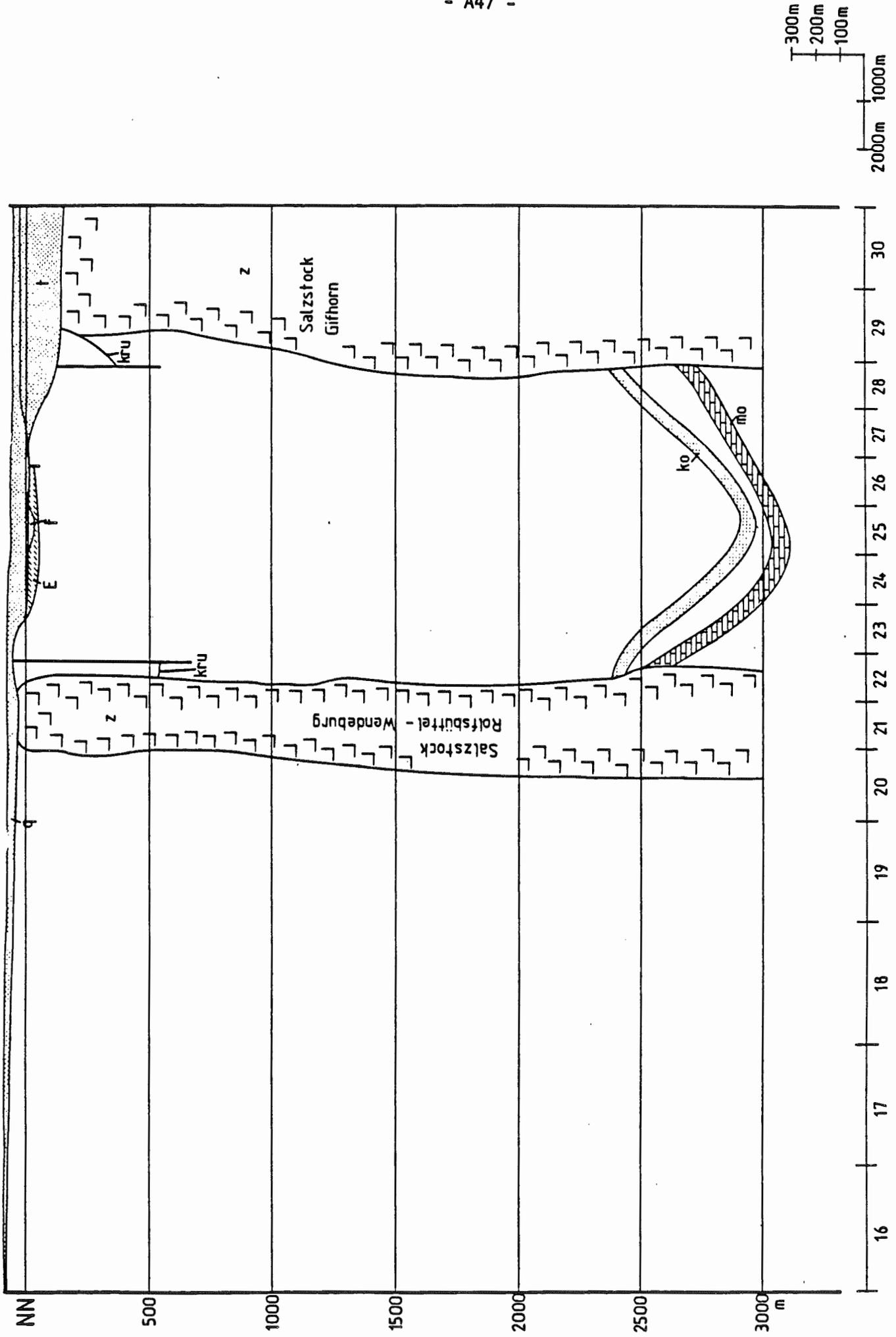
Süd-Nord-Schnitt x=14

- A45 -

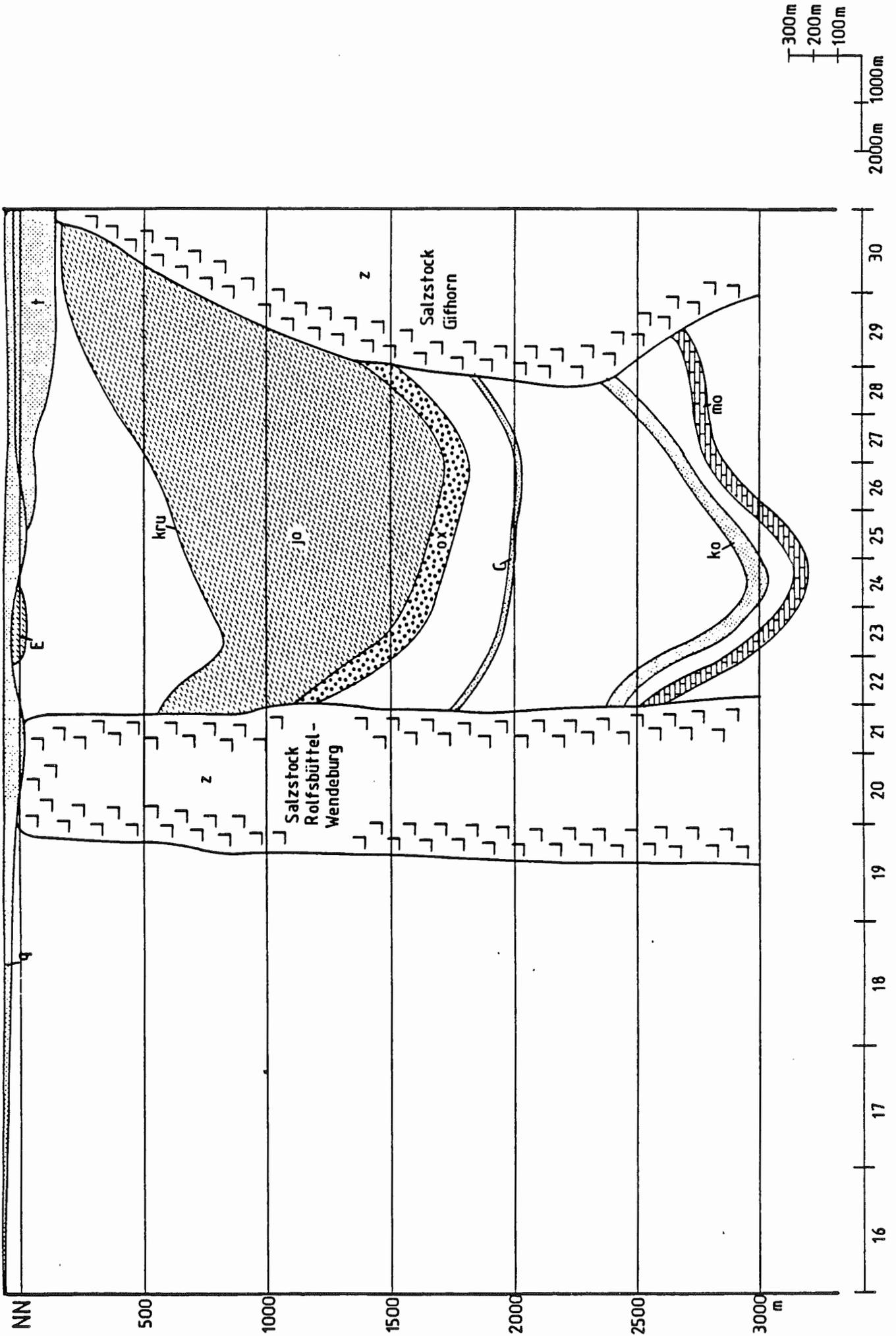


Süd-Nord-Schnitt x=15

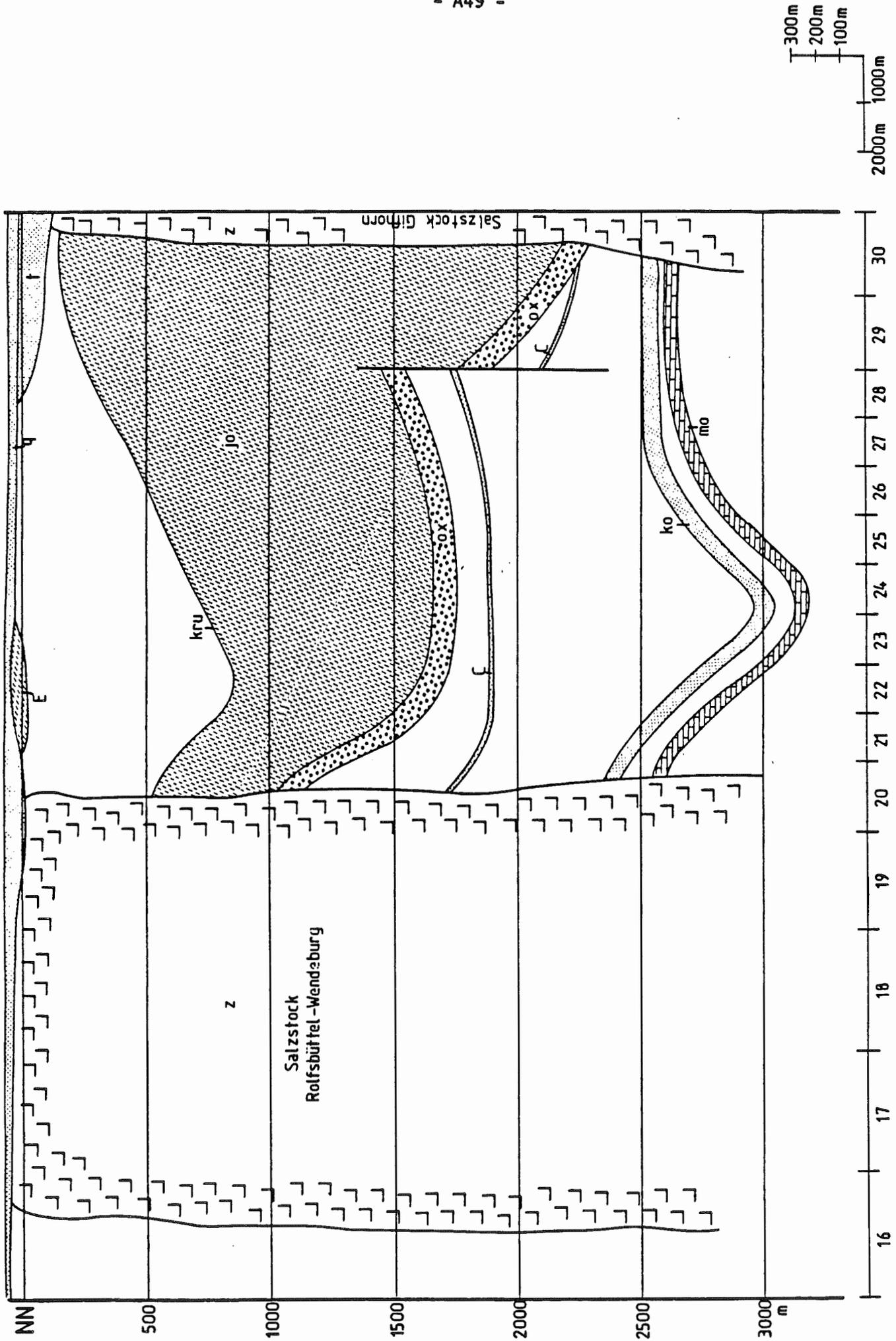




Südwest - Nordost-Schnitt x = 1

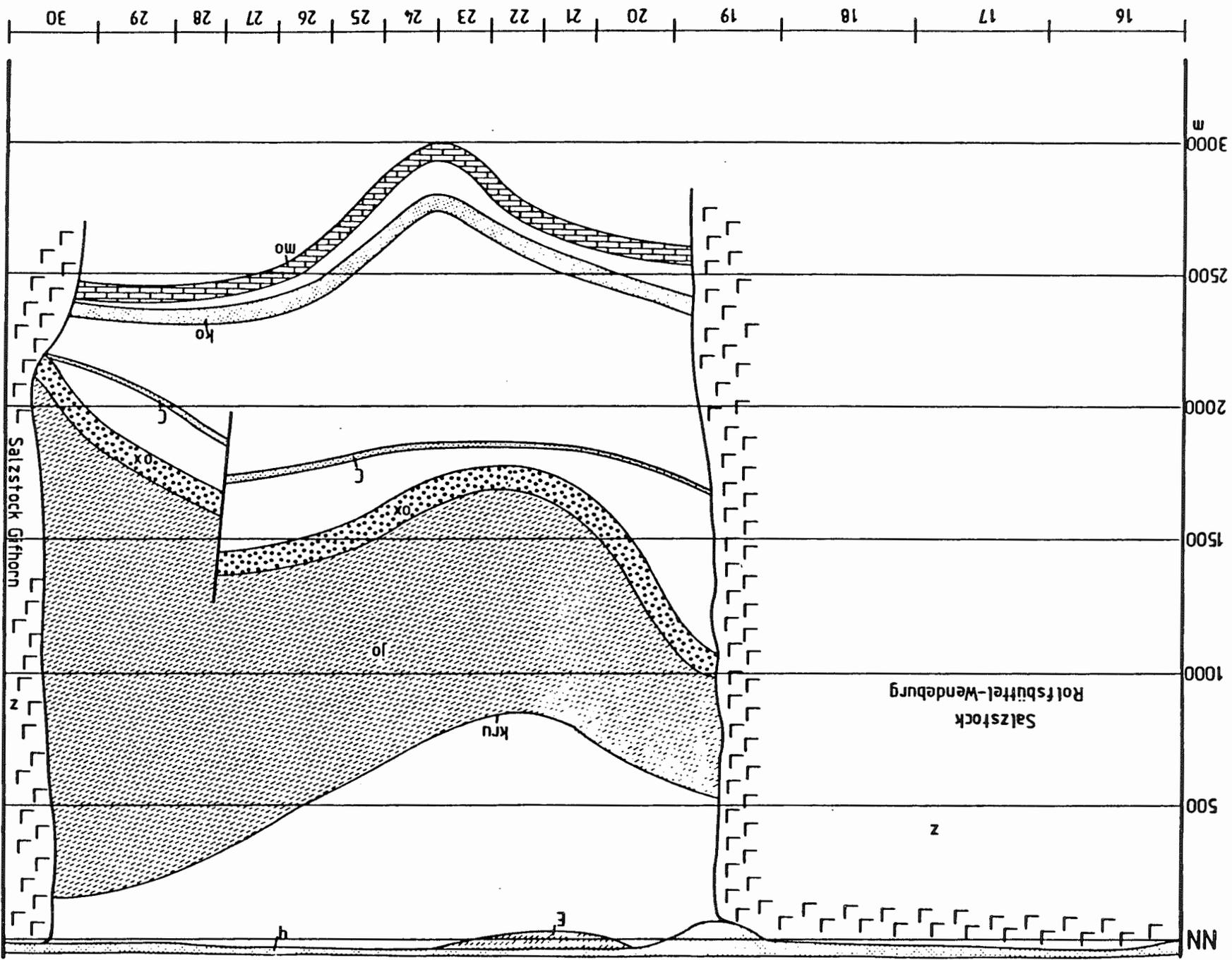
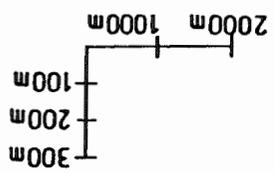


Südwest - Nordost-Schnitt x = 2

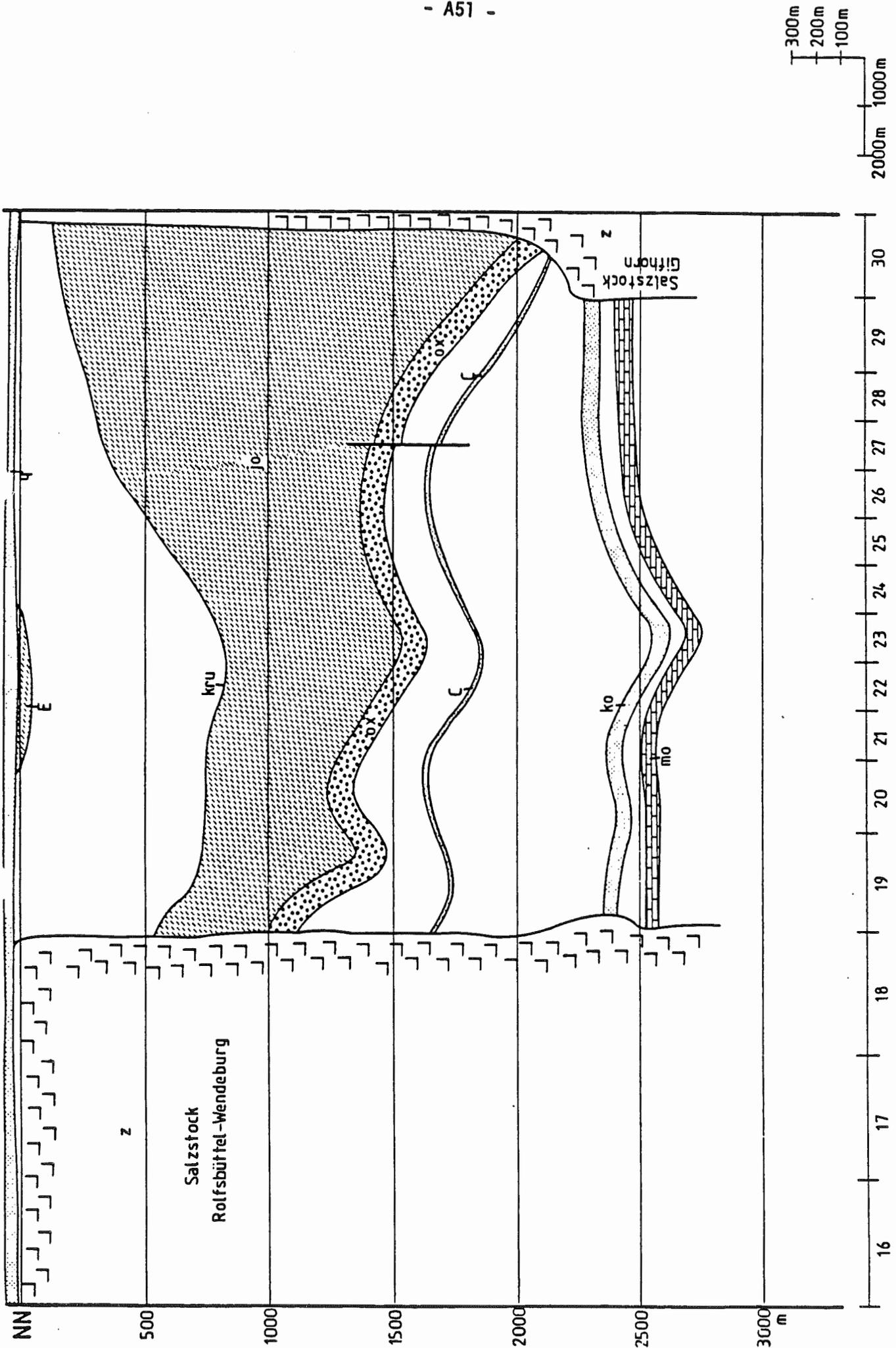


Südwest - Nordost-Schnitt x = 3

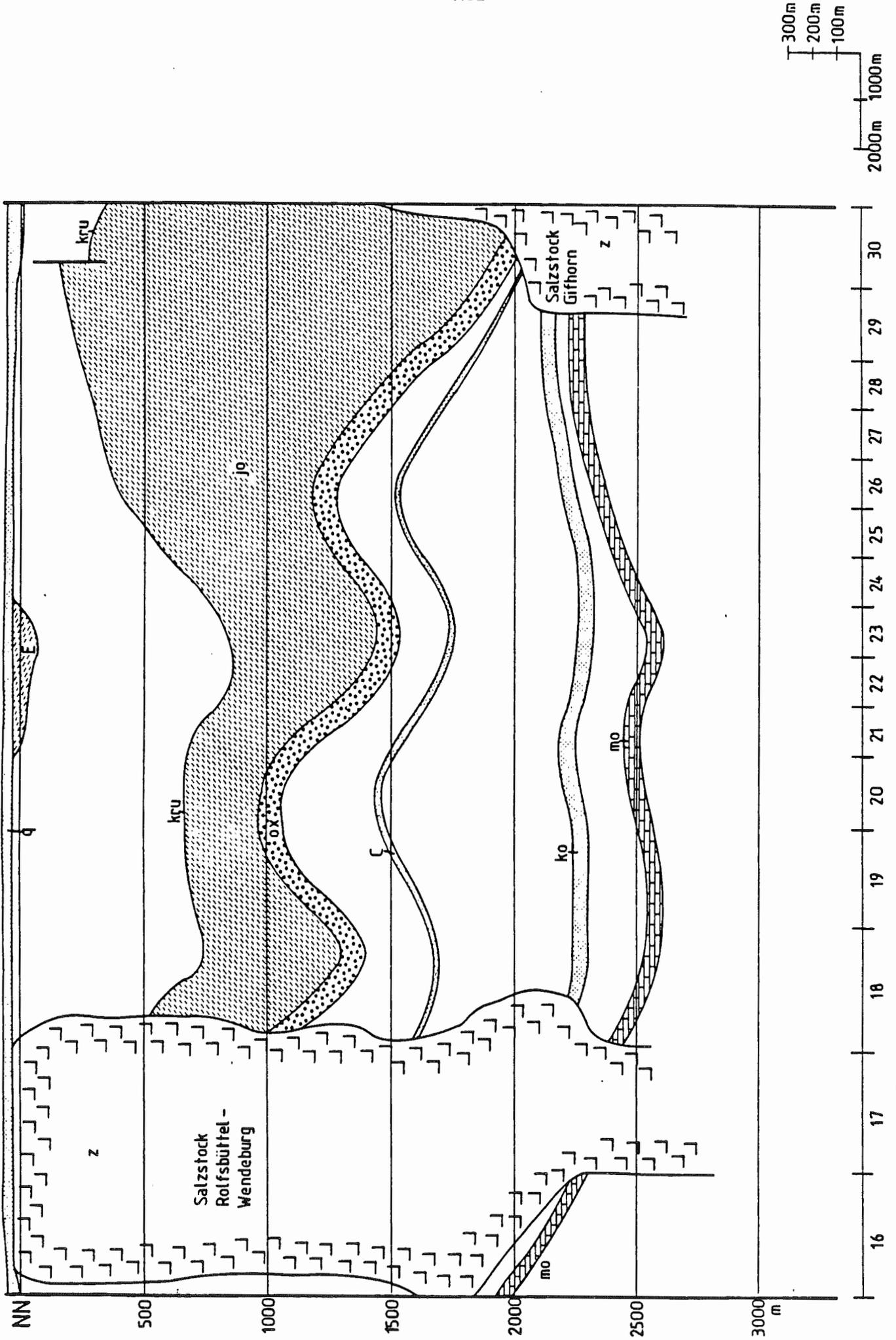
Südwest - Nordost-Schnitt X = 4



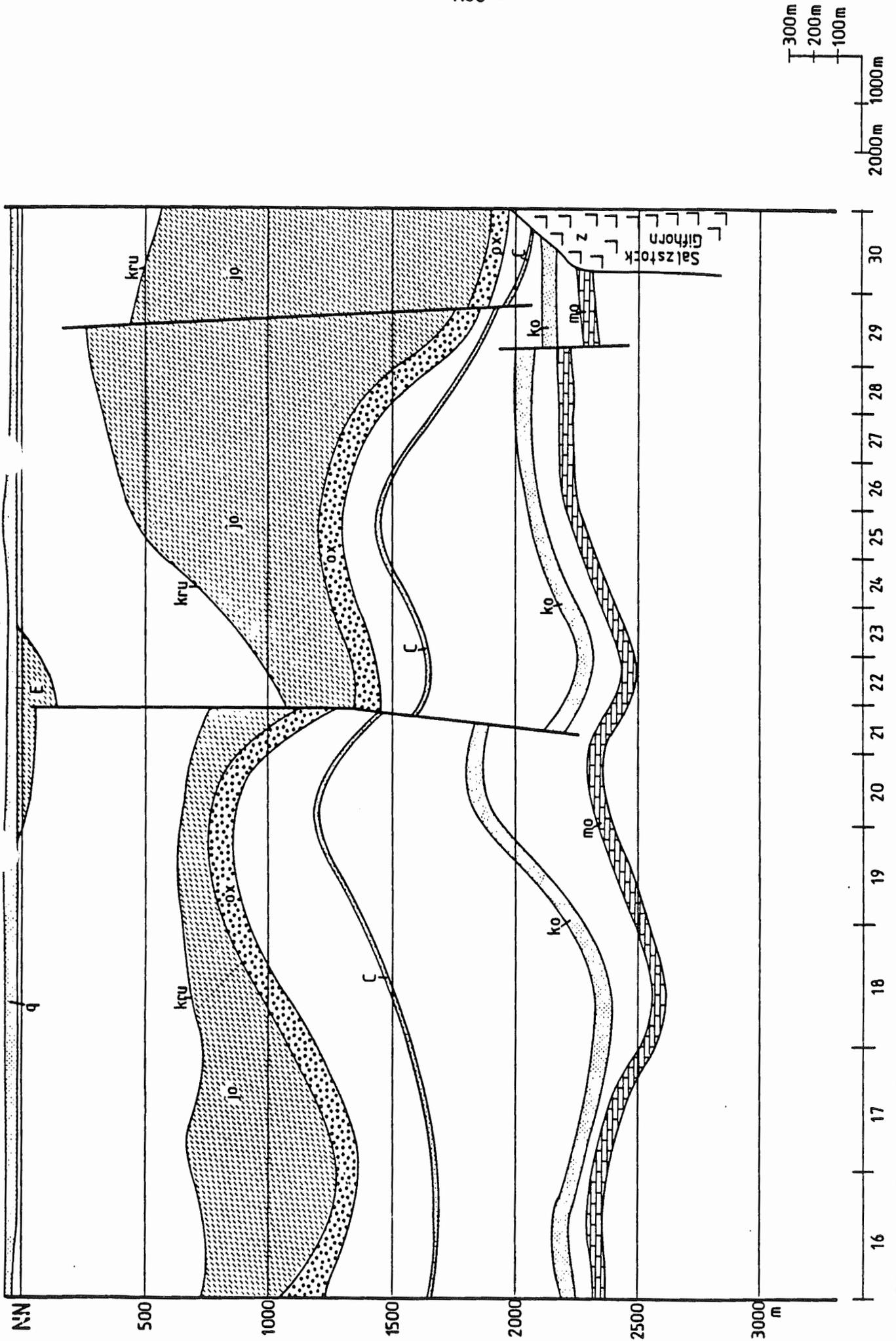
- A50 -



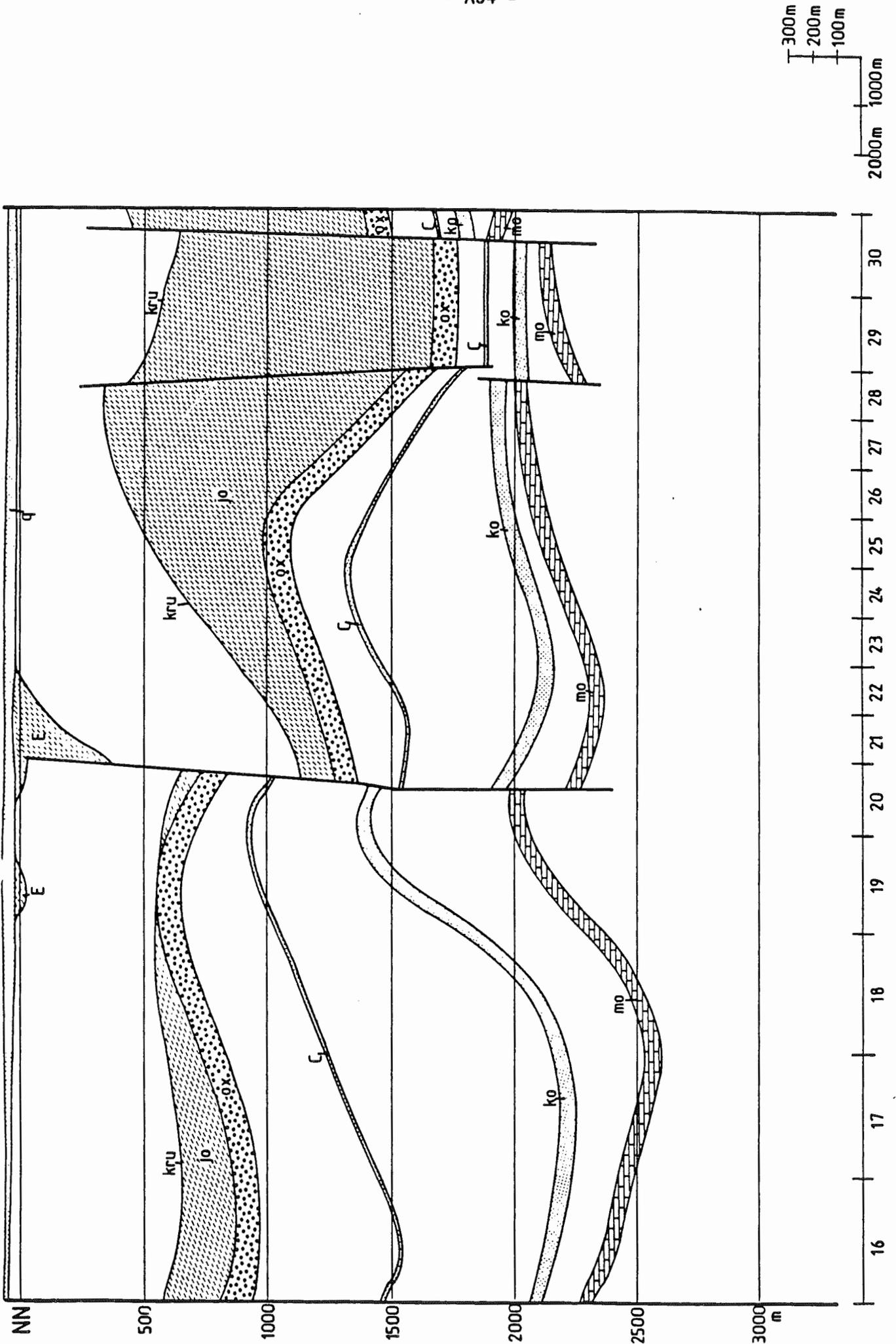
Südwest - Nordost-Schnitt x = 5



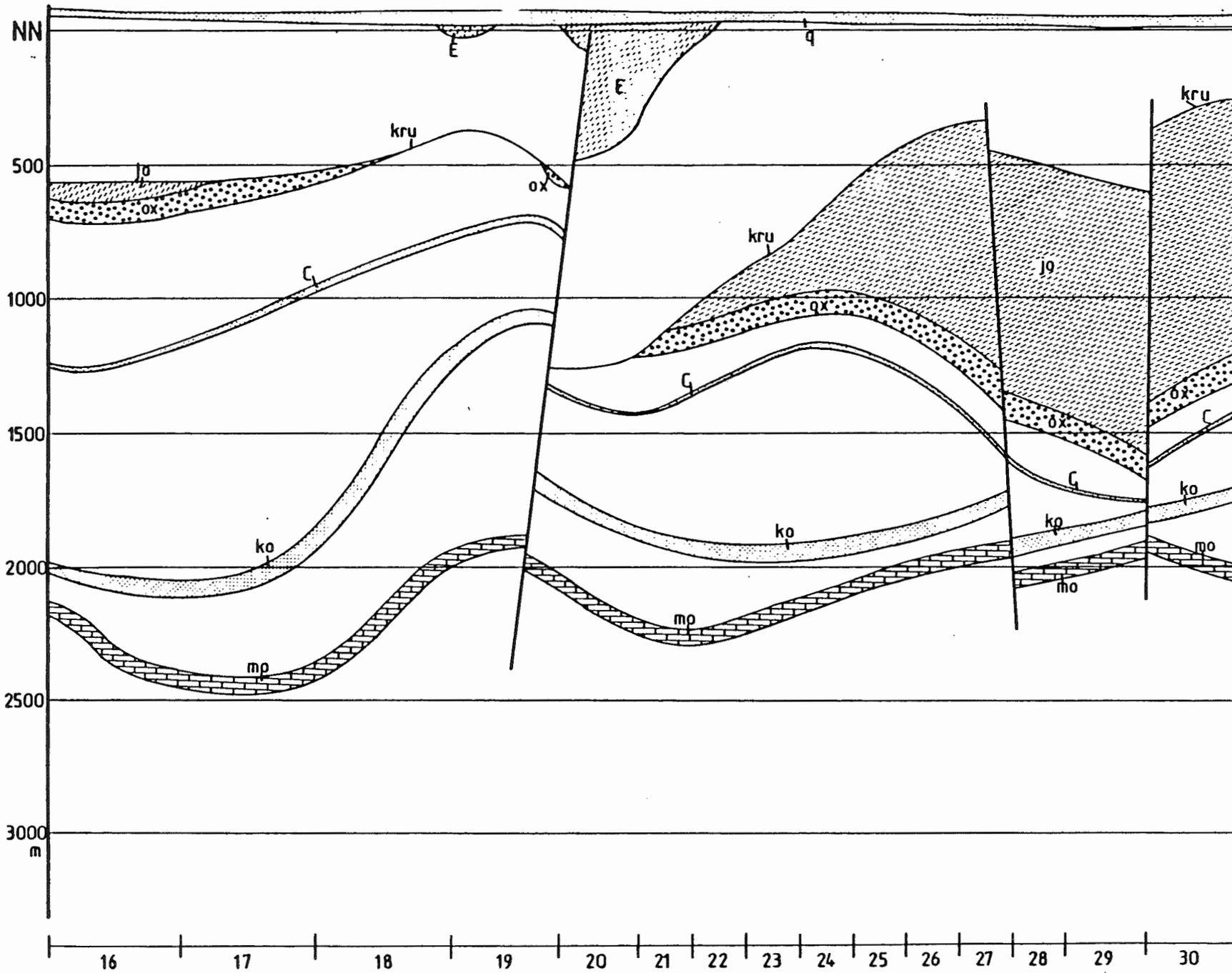
Südwest - Nordost-Schnitt x = 6



Südwest - Nordost-Schnitt x=7

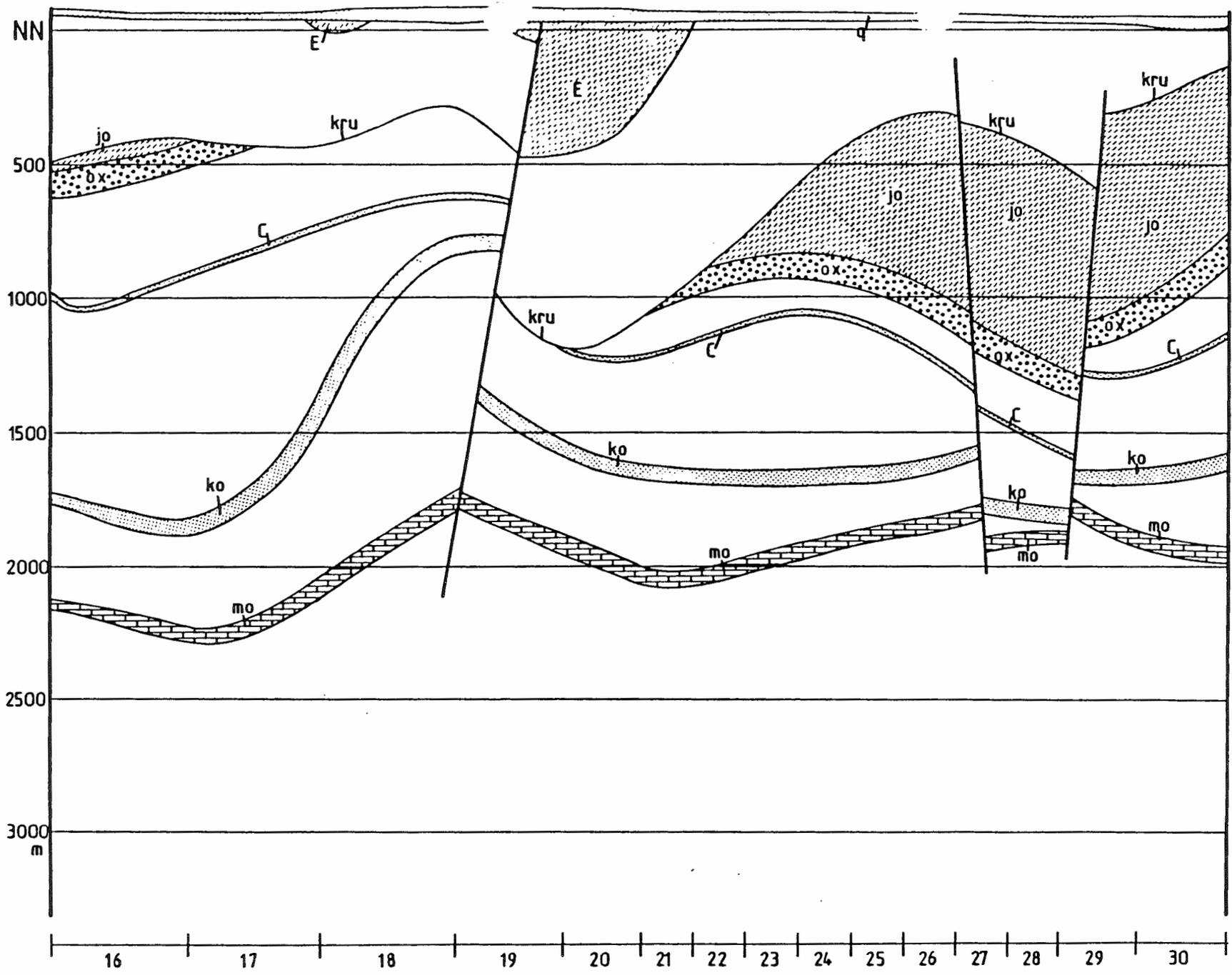


Südwest - Nordost-Schnitt x = 8

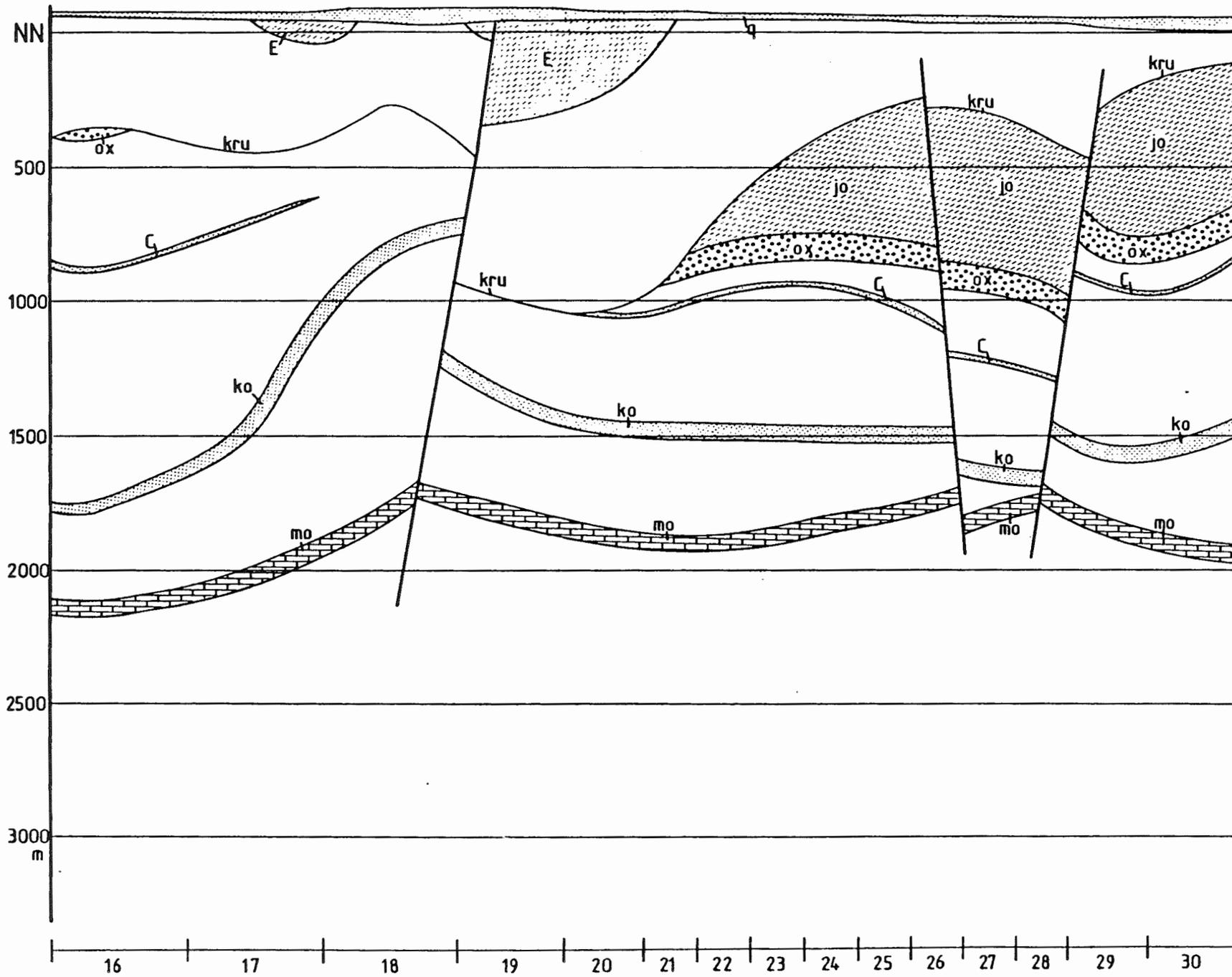


Südwest - Nordost-Schnitt x= 9

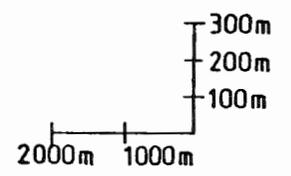
- A55 -

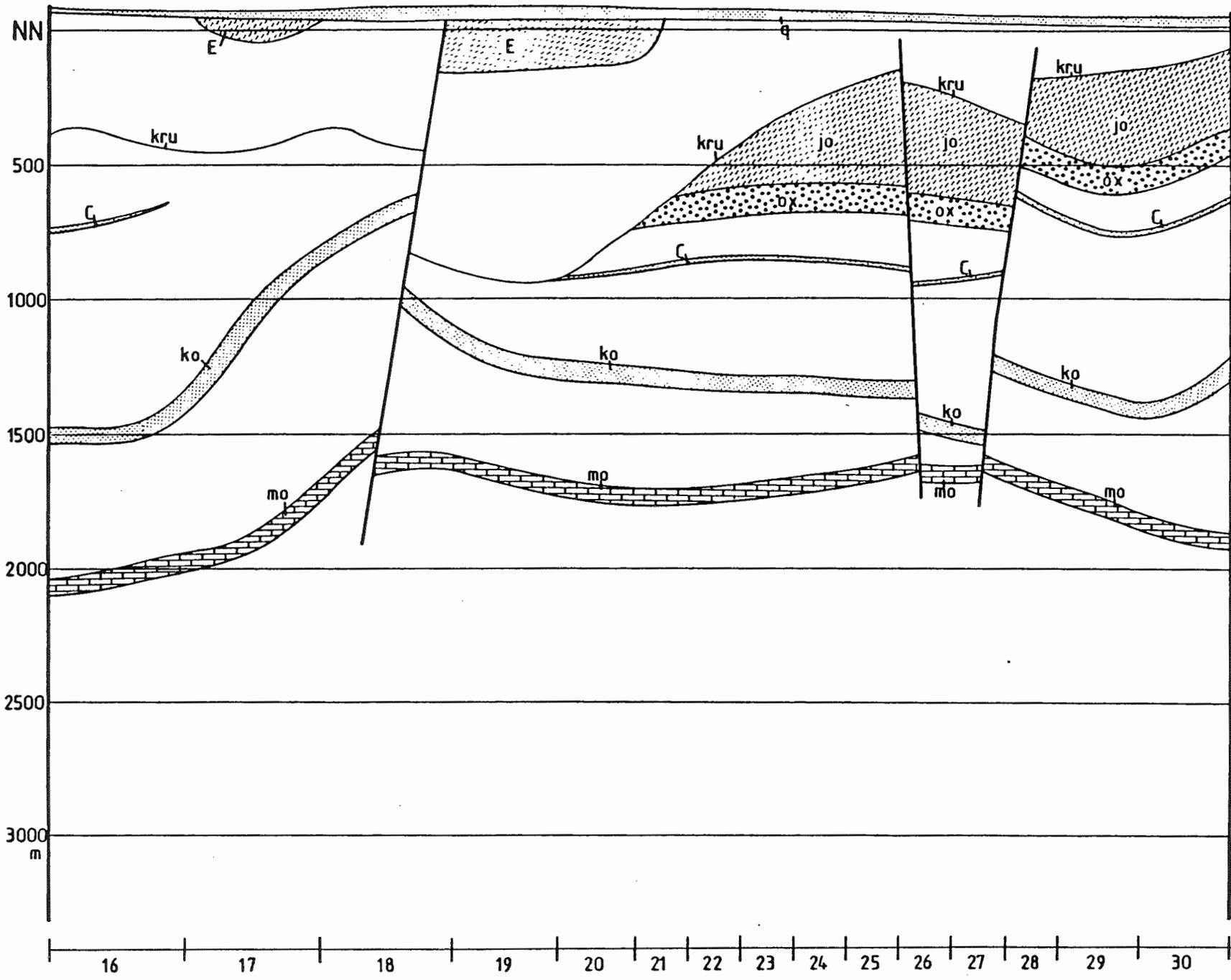


Südwest - Nordost-Schnitt x=10

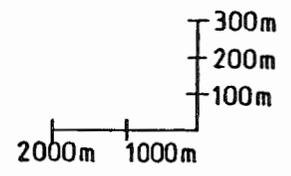


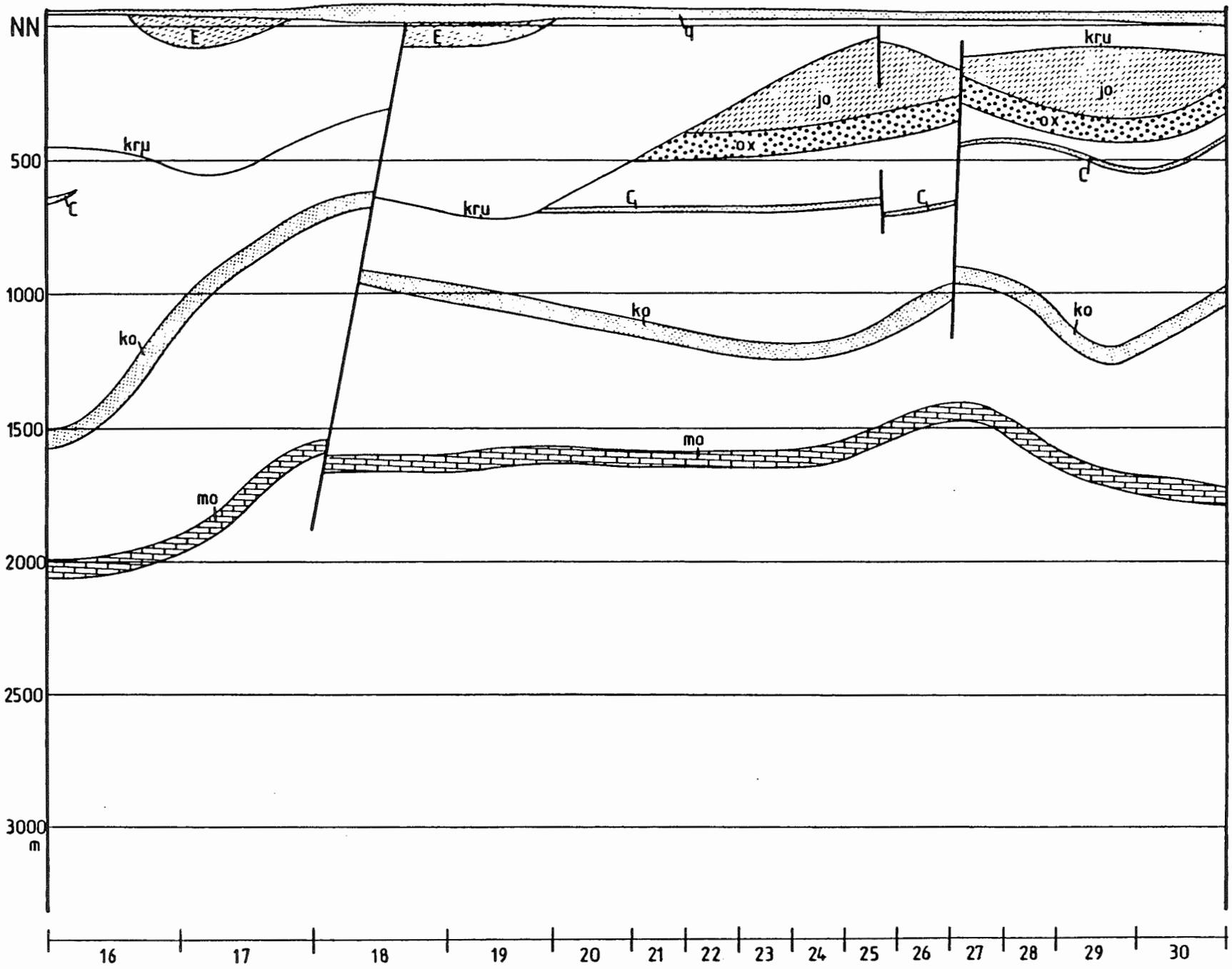
Südwest - Nordost-Schnitt x=11



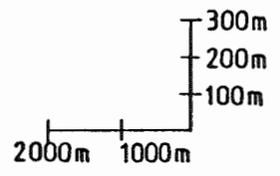


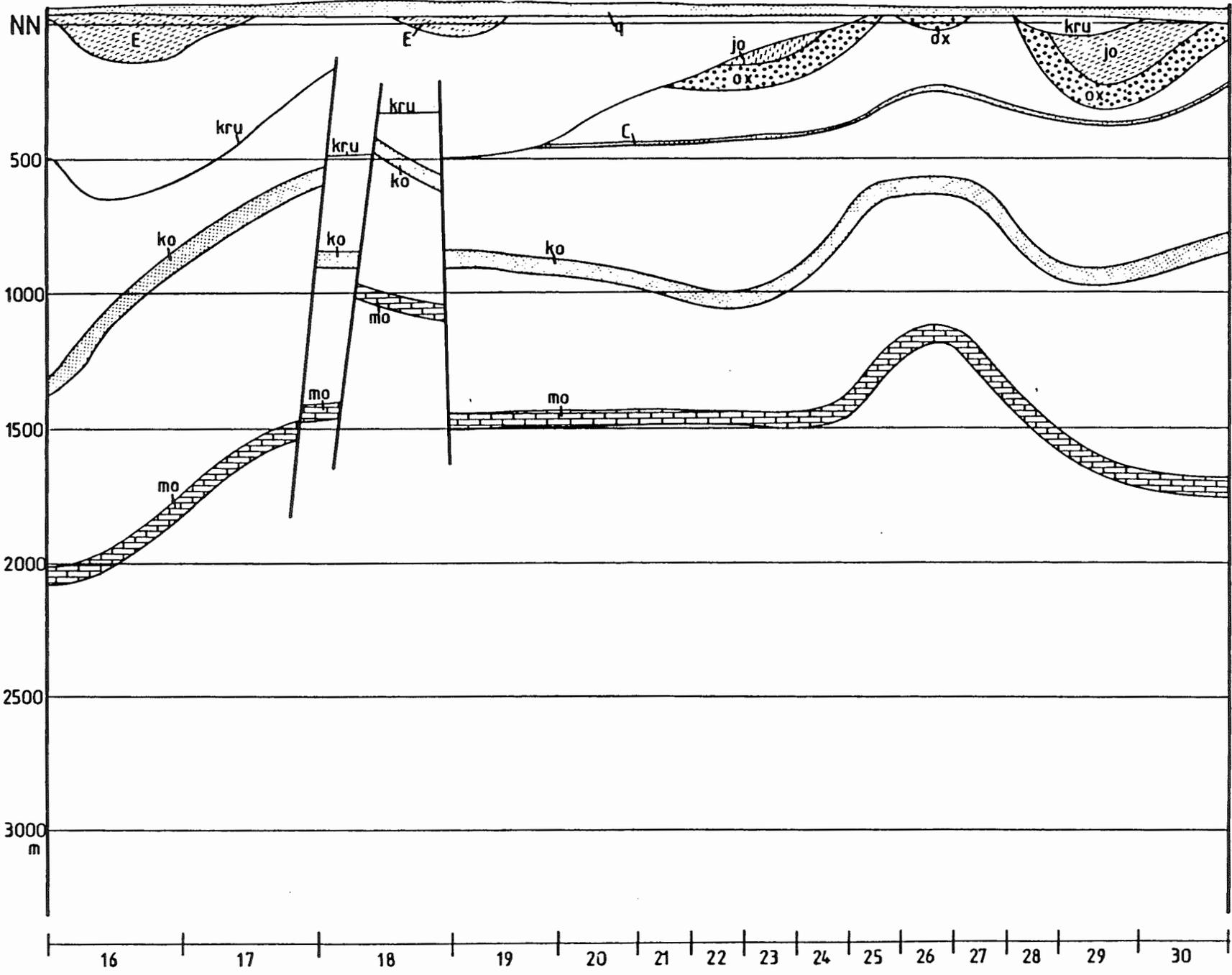
Südwest - Nordost-Schnitt x=12



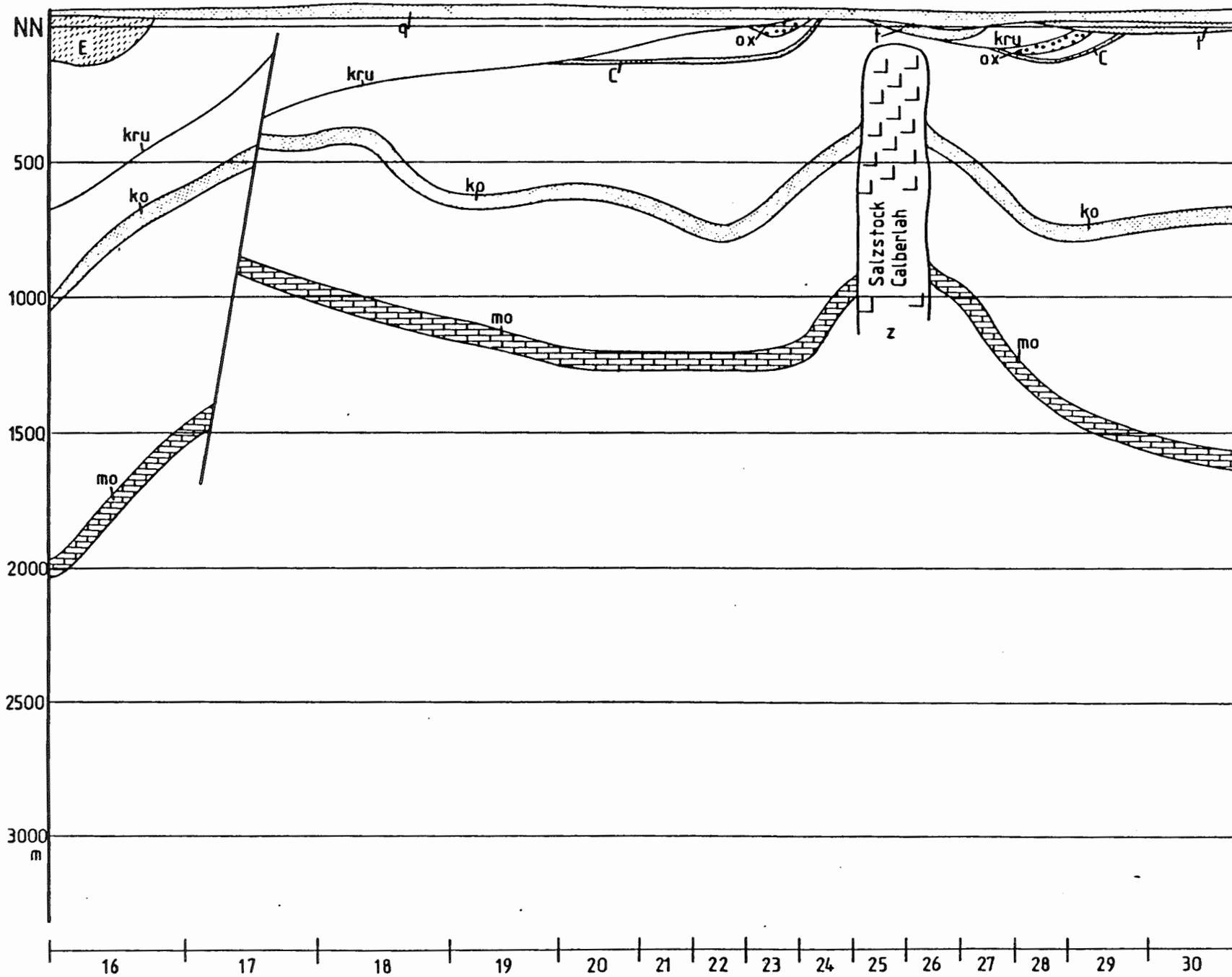


Südwest - Nordost-Schnitt x=13





Südwest - Nordost-Schnitt x=14



Südwest - Nordost-Schnitt x=15

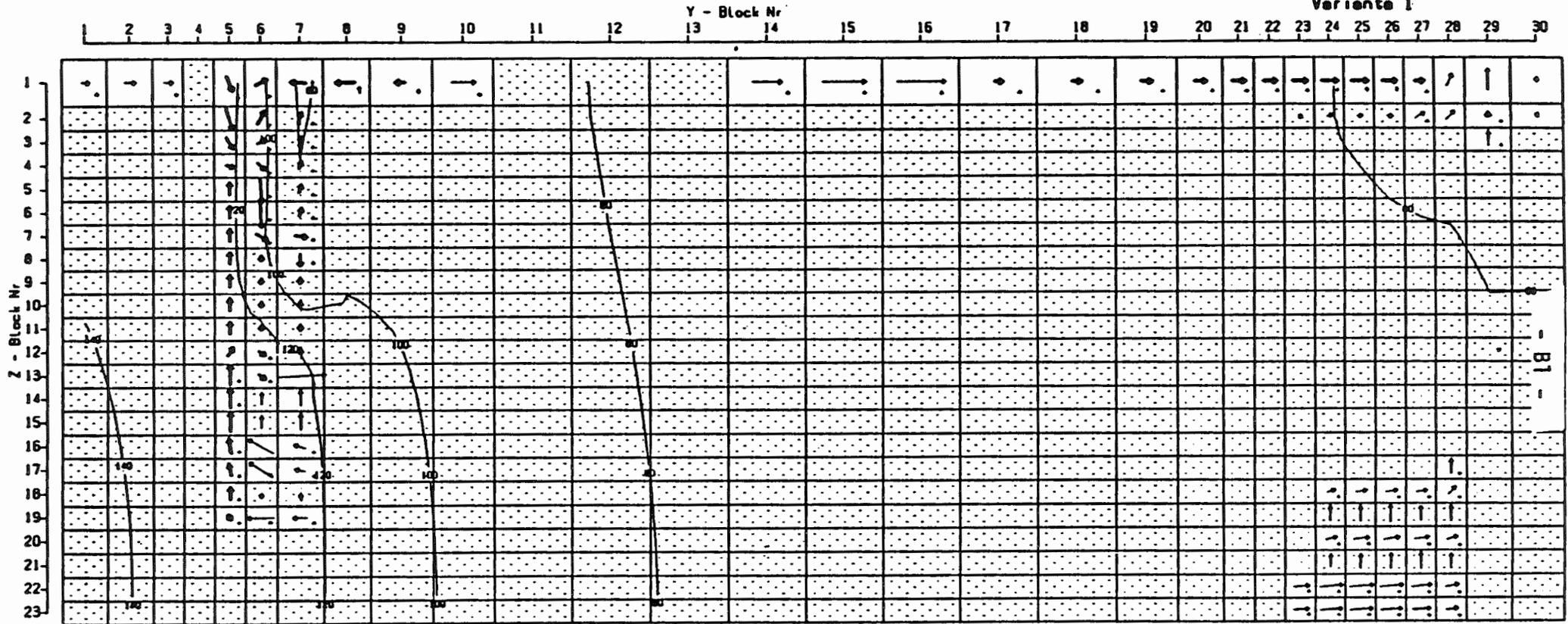
**ANHANG B: GESCHWINDIGKEITSFELDER UND DRUCKVERTEILUNGEN FÜR
RECHNUNGEN DER VARIANTE 1 UND 2**

- 15 vertikale Süd-Nord/Nord-Ost-Schnitte (für jede x-Ebene)

Schnitt 1 0. bis 1000. m

Übersichtsmodell Konrad

Variante 1



1.5 1.5 1.0 m Maßstab horizontal

0.2 0.1 0.1 m Maßstab vertikal

— 10 — = Druck in mVS bezogen auf NN

Abb. 1 - 1 : Übersichtsmodell . Variante 1
Geschwindigkeitsfeld und Druckverteilung

Darcygeschwindigkeiten (u=0.5)

Maßstab

Y-Richtung → 0.2626 m/s

Y-Richtung ↗ 0.0026 m/s

Z-Richtung ↑ 0.0103 m/s

Z-Richtung ↗ 0.0001 m/s

X-Richtung ↑ 0.8253 m/s



Easchermergel + Kiemeridge

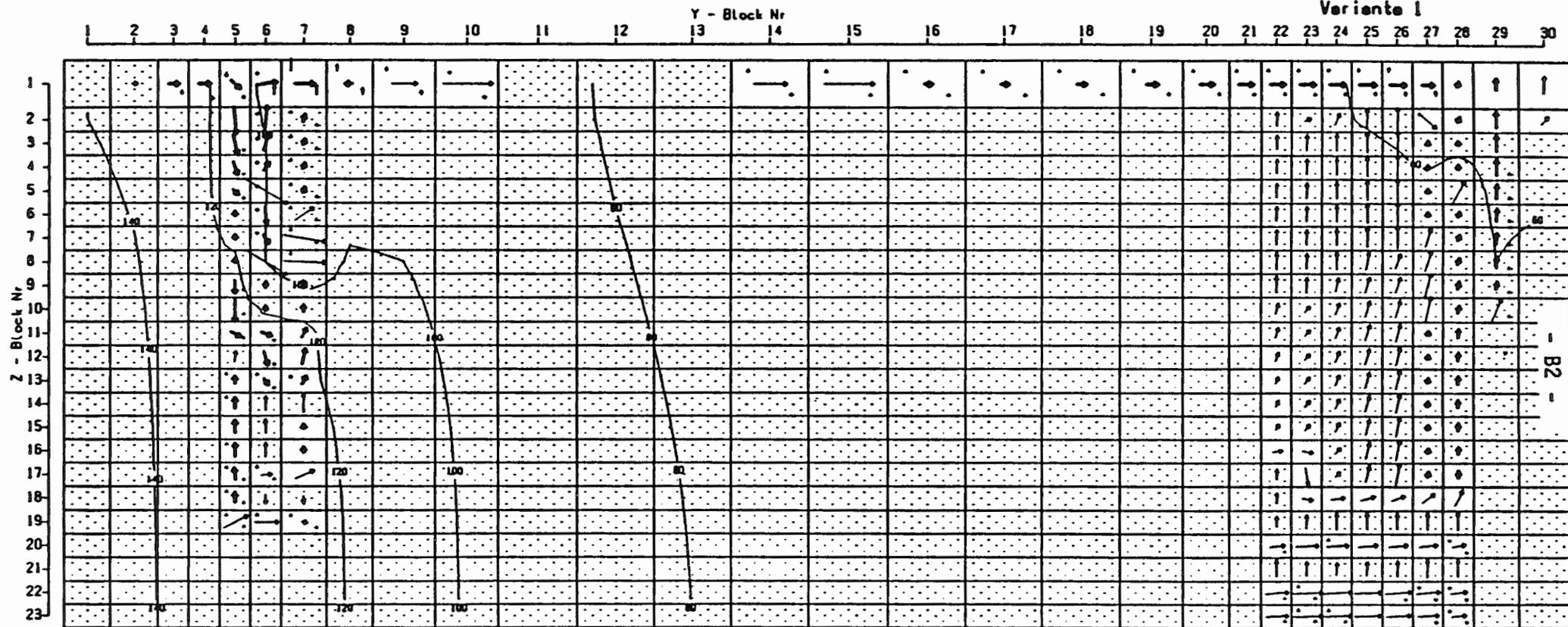
Ton, undurchlässige Bereiche



sonetige Gesteine

Schnitt 2 1000. bis 1750. m

Übersichtsmodell Konrad



1.5 1.5 1.0 = Maßstab horizontal

0.2 0.1 0.1 = Maßstab vertikal

— 10 — = Druck in mVS bezogen auf NN

Abb. 1 - 2 : Übersichtsmodell, Variante 1
Geschwindigkeitsfeld und Druckverteilung

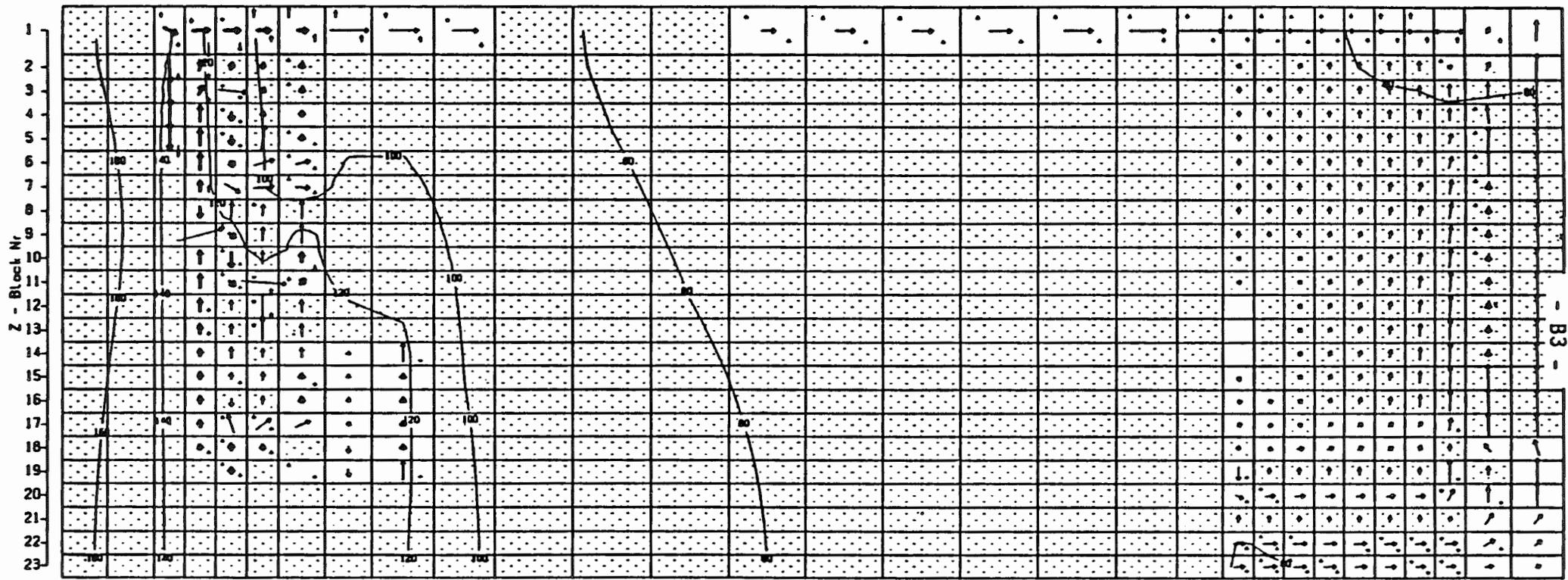
Darcygeschwindigkeiten (u=0.5)

Maßstab	Symbol	Value	Unit
Y-Richtung	→	0.2893	m/s
Y-Richtung	↑	0.0029	m/s
Z-Richtung	↑	0.0087	m/s
Z-Richtung	↑	0.0001	m/s
X-Richtung	↑	0.8253	m/s

-  Emschermergel, Kimmeridge
-  Ion. undurchlässige Bereiche
-  sonstige Gesteine

Y - Block Nr

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 26 27 28 29 30



1.5 1.5 1.0 m Maßstab horizontal

0.2 0.1 0.1 m Maßstab vertikal

— 10 — = Druck in m/s bezogen auf NN

Abb. 1 - 3 : Übersichtsmodell . Variante Geschwindigkeitsfeld und Druckverteilung

Darcygeschwindigkeiten (u=0.5)

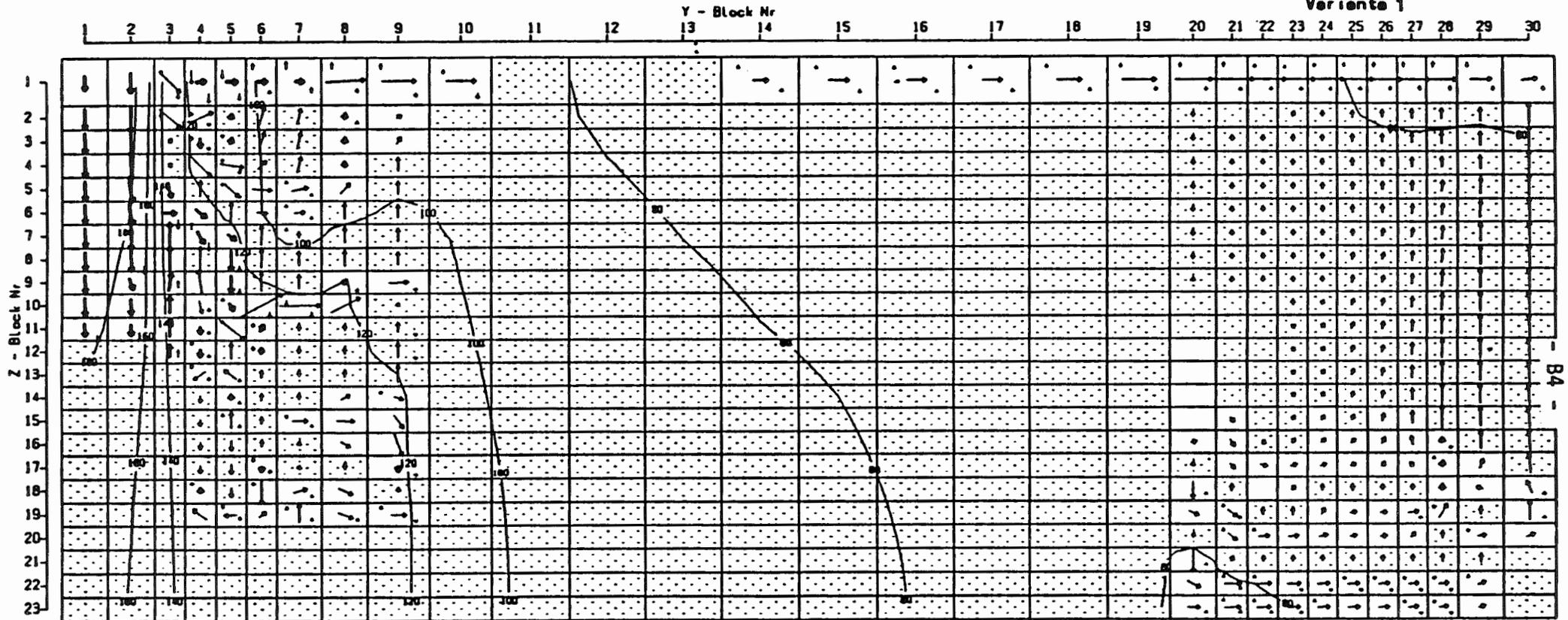
Maßstab	→	1.3365	m/s
Y-Richtung	↕	0.0134	m/s
Z-Richtung	↑	0.0702	m/s
Z-Richtung	↓	0.0007	m/s
X-Richtung	↑	0.8152	m/s

- Ewechermergel . Kimmeridge
- Ton. undurchlässige Bereiche
- sonstige Gesteine

Schnitt 4 2500. bis 3250. m

Uebersichtsmodell Konrad

Variante 1



1.5, 1.0, 0.5 = Maßstab horizontal

0.2, 0.1, 0.05 = Maßstab vertikal

— 10 — = Druck in mNS bezogen auf NN

Abb. 1 - 4 : Uebersichtsmodell, Variante
Geschwindigkeitsfeld und Druckverteilung

Darcygeschwindigkeiten ($\mu=0.5$)

Maßstab

Y-Richtung \rightarrow 0.6331 m/e

Y-Richtung \uparrow 0.0063 m/e

Z-Richtung \rightarrow 0.0805 m/e

Z-Richtung \uparrow 0.0008 m/e

X-Richtung \uparrow 0.8152 m/e



Eocenermergel, Kimmeridge

Ton, undurchlässige Bereiche



sonstige Gesteine

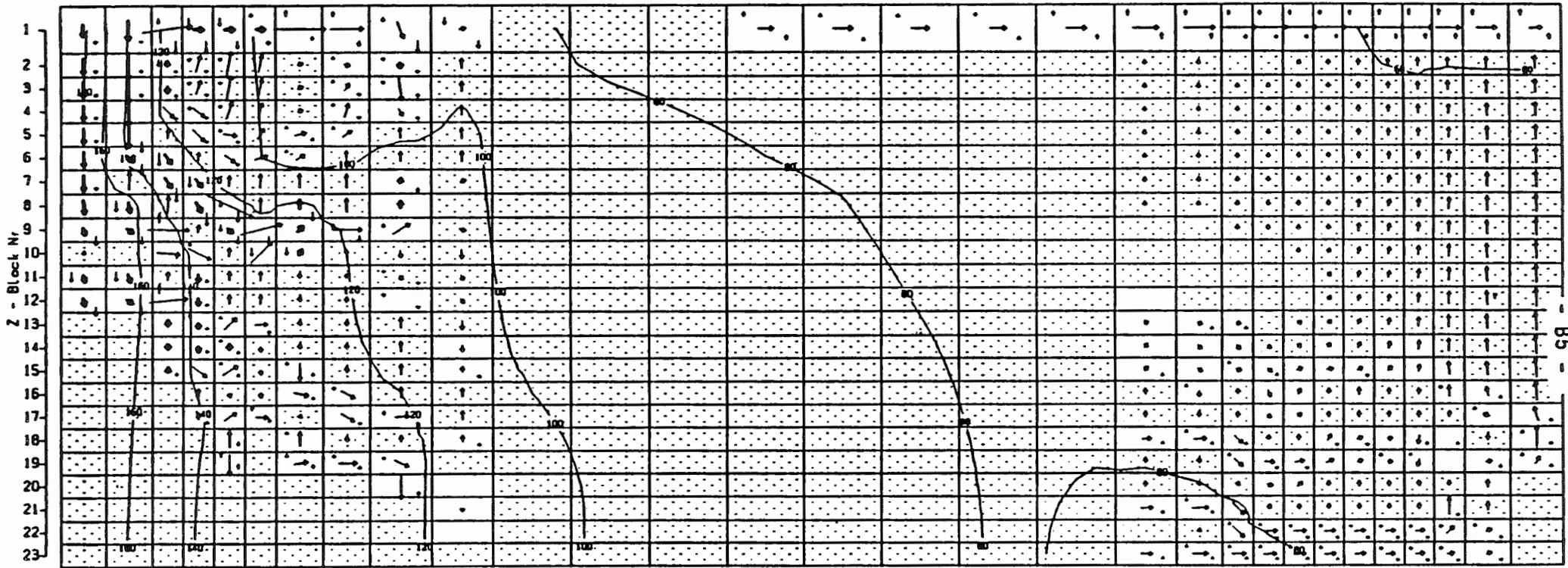
Schnitt 5 3250. bis 4000. m

Übersichtsmodell Konrad

Variante 1

Y - Block Nr

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 26 27 28 29 30



1.5 1.5 1.0 = Maßstab horizontal
 0.2 0.1 0.1 = Maßstab vertikal

— 10 — = Druck in mVS bezogen auf MN

Abb. 1 - 5 : Übersichtsmodell, Variante 1
 Geschwindigkeitsfeld und Druckverteilung

Darcygeschwindigkeiten ($u \approx 0.5$)

Maßstab		
Y-Richtung	→	0.5572 m/e
Y-Richtung	↑	0.0056 m/e
Z-Richtung	→	0.1091 m/e
Z-Richtung	↑	0.0011 m/e
X-Richtung	↑	0.4202 m/e

 Emschermergel, Kimmeridge
 Ton, undurchlässige Bereiche
 sonstige Gesteine

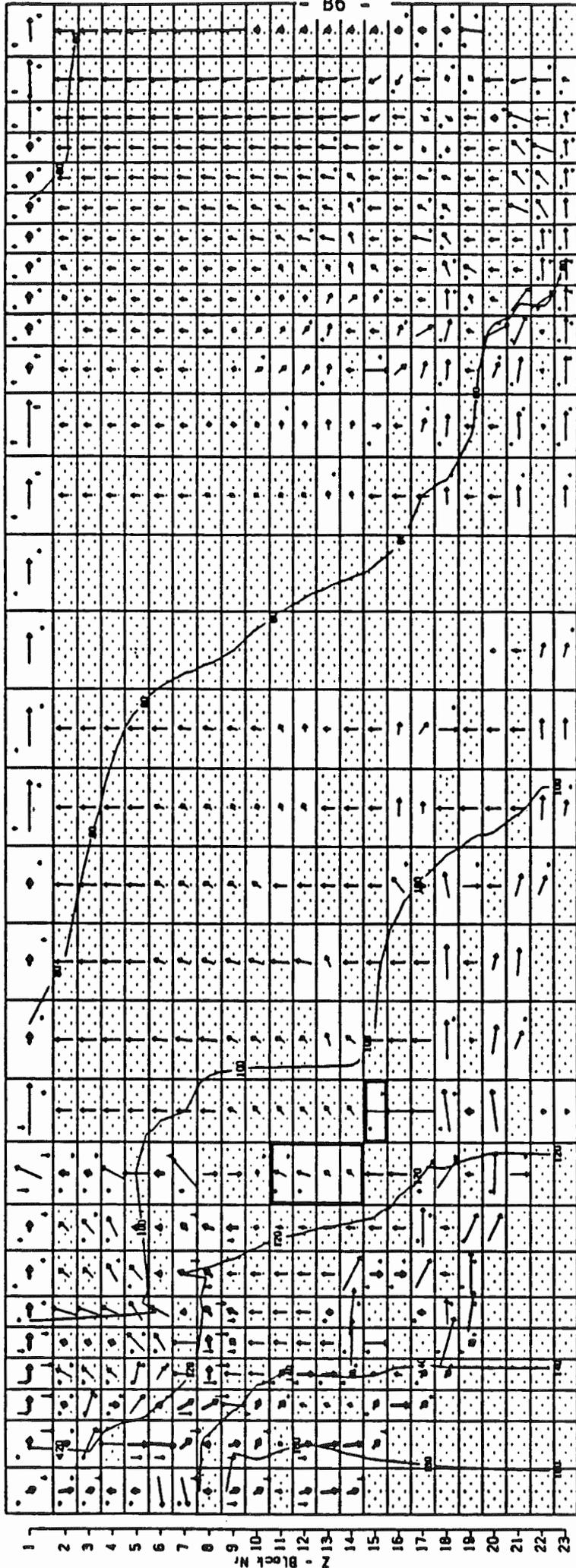
Schnitt 6 4000. bis 5000. m

Uebersichtsmodell Konrad

Variante 1

Y - Block Nr

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 26 27 28 29 30



Darcygeschwindigkeiten $l \cdot sec^{-1} \cdot 0.5l$

Meßstab	→	0.4750	m/s
Y-Richtung	↑	0.0048	m/s
Z-Richtung	↑	0.0316	m/s
Z-Richtung	↑	0.0003	m/s
X-Richtung	↑	0.4692	m/s

Meßstab horizontal
 Meßstab vertikal
 = Druck in mFS bezogen auf NN
 Abb. 1 - 6 : Uebersichtsmodell, Variante
 Geschwindigkeitsfeld und Druckverteilung

Eocenmergel, Kimmeridge
 Ton. undurchlässige Bereiche
 sonstige Gesteine
 Ernlagerungsbereich

B6

1

2

3

4

5

6

7

8

9

10

11

12

13

14

15

16

17

18

19

20

21

22

23

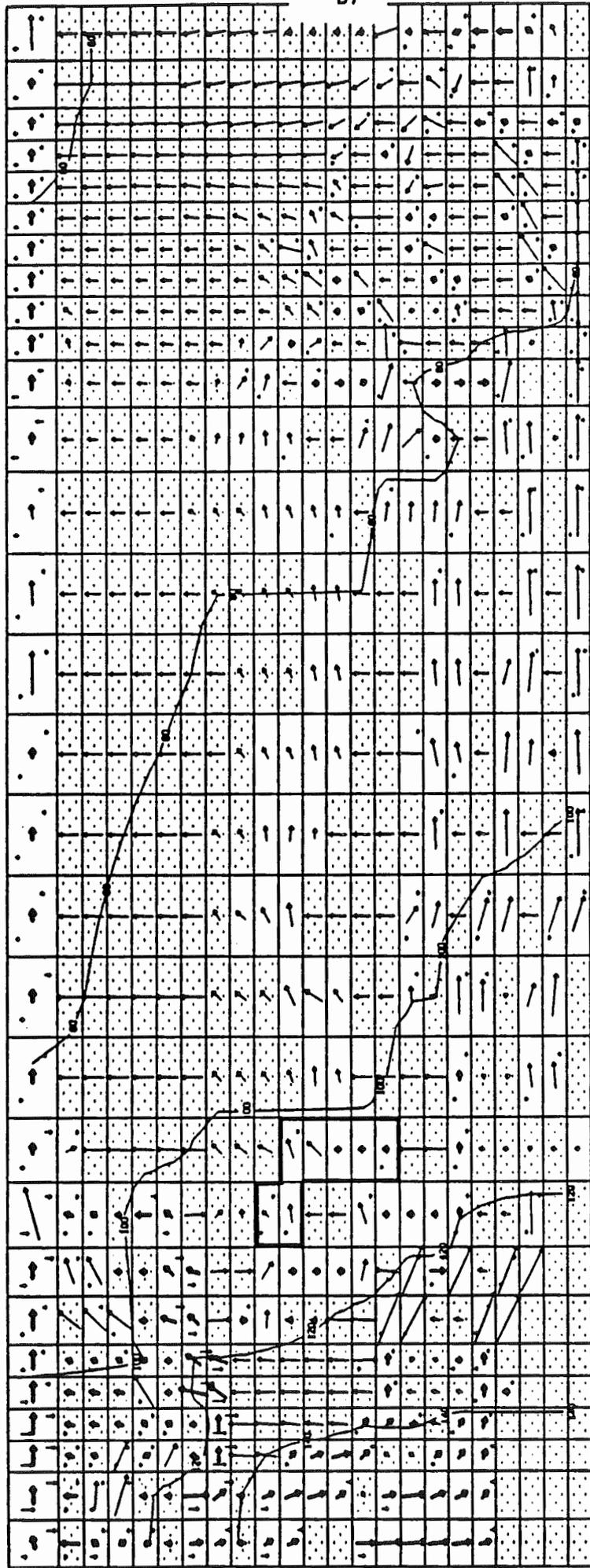
Schnitt 7 5000. bis 6000. m

Uebersichtsmodell Konrad

Variante I

Y - Block Nr

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 26 27 28 29 30



Darcygeschwindigkeiten (ues0.5l)

Maßstab	→	0.3632	m/s
Y-Richtung	↑	0.0036	m/s
Z-Richtung	↑	0.0131	m/s
Z-Richtung	↑	0.0001	m/s
X-Richtung	↑	0.4692	m/s

Maßstab horizontal: 0.5, 1.0, 1.0, 1.0 m
Maßstab vertikal: 0.2, 0.1, 0.1, 0.1 m

— M — = Druck in m/s bezogen auf NN

Abb. 1 - 7 : Uebersichtsmodell, Variante I
 Geschwindigkeitsfeld und Druckverteilung

Einlagerungsbereich
 Eocenergel + Kimmeridge
 Ten. undurchlässige Bereiche
 sonstige Gesteine

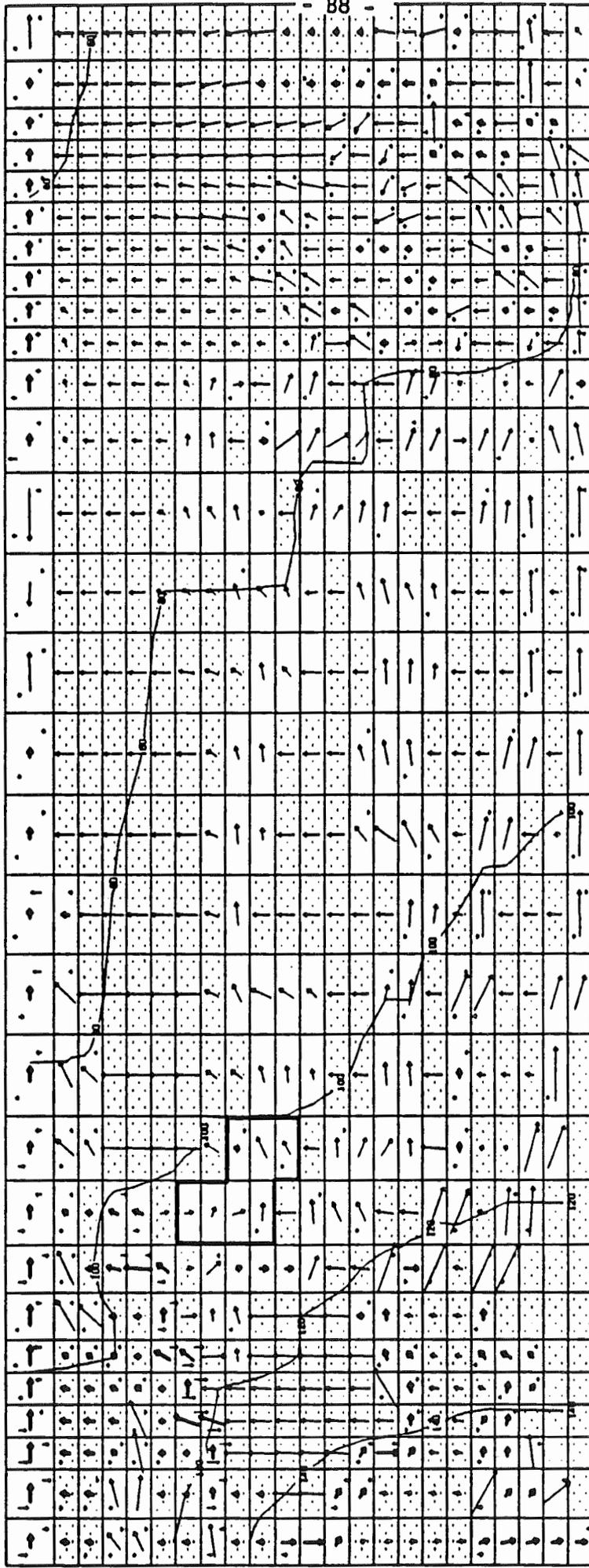
Schnitt 8 6000. bis 7000. m

Uebersichtsmodell Konrad

Variante 1

Y - Block Nr

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 26 27 28 29 30



Dergeschwindigkeiten (u=0.5l)

Maßstab	0.3479	m/s
Y-Richtung	0.0035	m/s
Z-Richtung	0.0135	m/s
Z-Richtung	0.0001	m/s
X-Richtung	0.4628	m/s

Maßstab horizontal
 Maßstab vertikal
 = Druck in m/s bezogen auf NH
 Abb. 1 - 8 : Uebersichtsmodell - Variante
 Geschwindigkeitsfeld und Druckverteilung

- Easchermargel - Kimmeridge
- Ton, undurchlässige Bereiche
- sonstige Gesteine
- Einlagerungsbereich

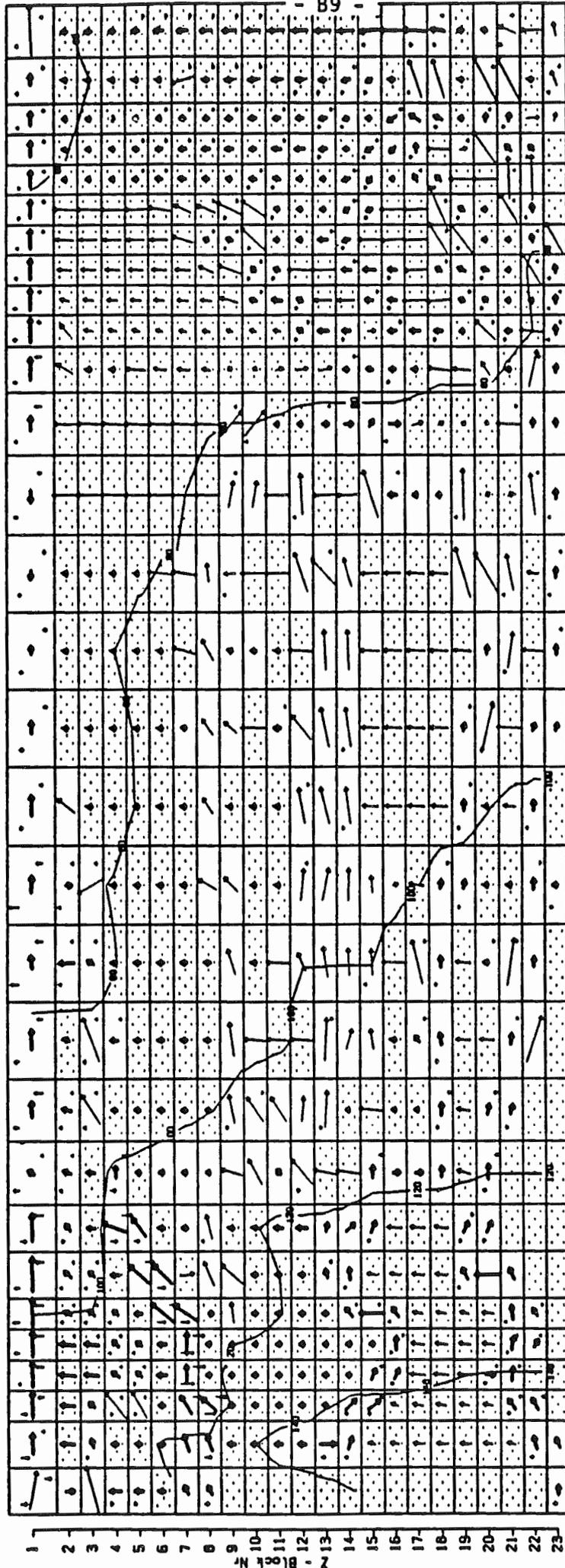
Schnitt 9 7000 bis 8000. =

Uebereichsmodell Konrad

Variante f

Y - Block Nr

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 26 27 28 29 30



1.5 1.0 0.5
0.2 0.1 0.05

Maßstab horizontal
Maßstab vertikal

= Druck in mUS bezogen auf NN
Abb. 1 - 9 : Uebereichsmodell, Variante Geschwindigkeitsfeld und Druckverteilung

Darcygeschwindigkeiten (u=0.5)

Maßstab
Y-Richtung
Z-Richtung
X-Richtung

0.4016 m/s
0.0040 m/s
0.0042 m/s
0.0000 m/s
0.4470 m/s

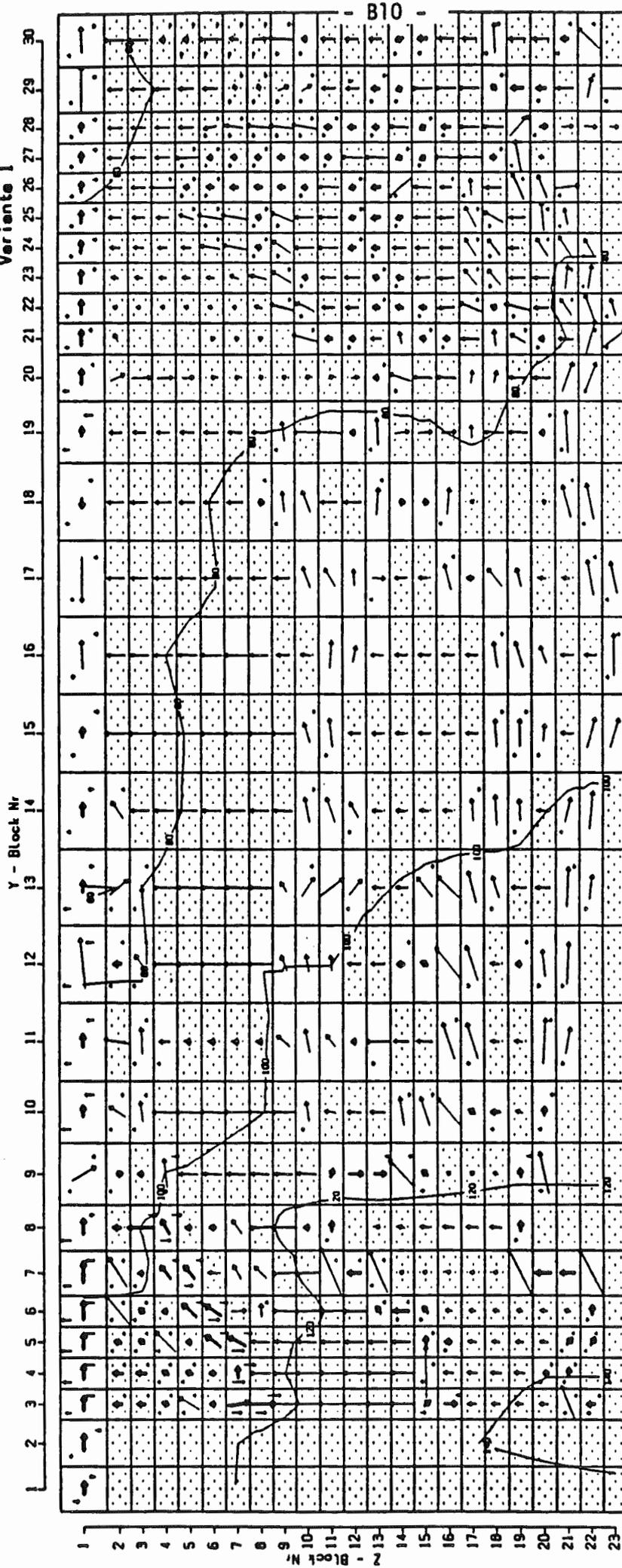
Eocemmergel - Kimmeridge
Ton, undurchlässige Bereiche
sonstige Gesteine

B9

Schnitt 10 6000. bis 6750. m

Uebersichtsmodell Konrad

Variante 1



Darcygeschwindigkeiten (u=0.5)	
Maßstab	
Y-Richtung	0.4443 m/s
Z-Richtung	0.0044 m/s
X-Richtung	0.0143 m/s
	0.0001 m/s
	0.4363 m/s

- Eschermergel - Kimmeridge
- Ton, undurchlässige Bereiche
- sonstige Gesteine

Maßstab horizontal
Maßstab vertikal

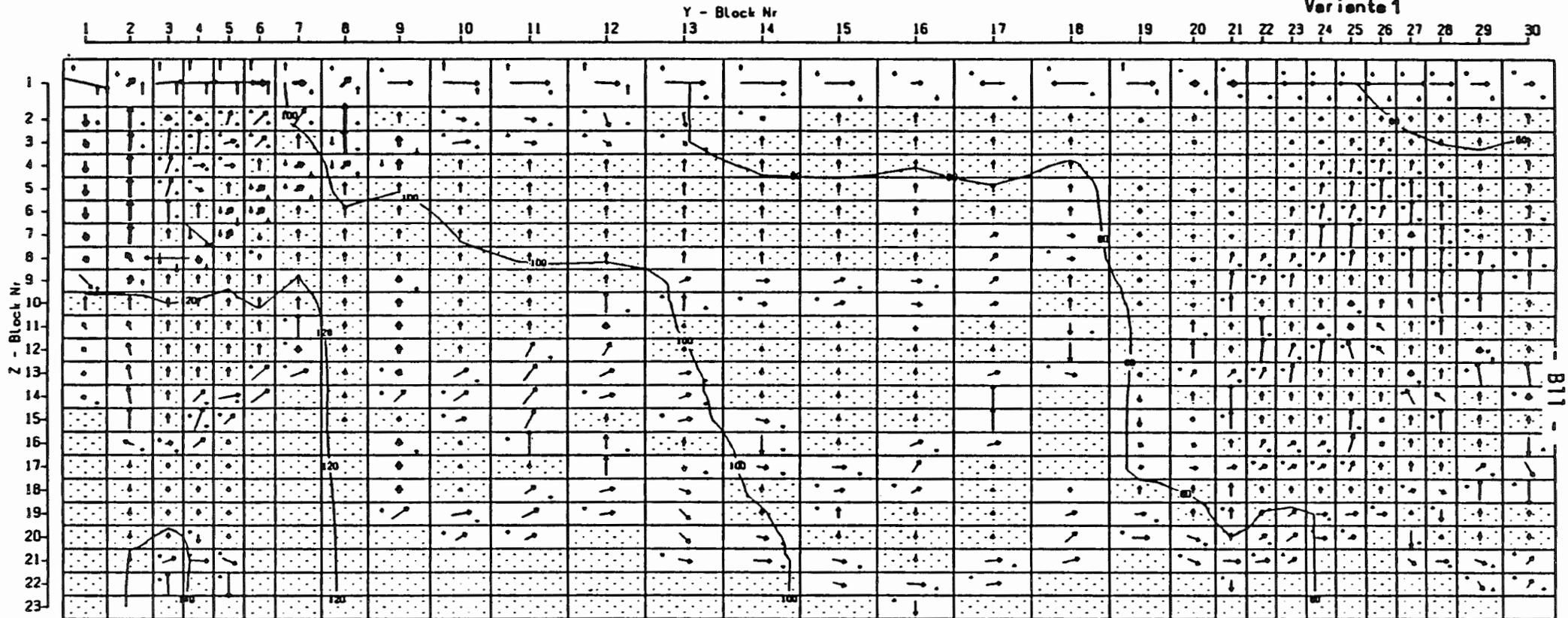
— 10 — = Druck in mVS bezogen auf NN

Abb. 1 - 10 : Uebersichtsmodell - Variante 1
Geschwindigkeitsfeld und Bruchverteilung

Schnitt 11 8750. bis 9500. m

Übersichtsmodell Konrad

Variante 1



1.5 1.5 1.0 m Maßstab horizontal

0.2 0.1 0.1 m Maßstab vertikal

— 10 — = Druck in mWS bezogen auf NN

Abb. 1 - 11: Übersichtsmodell, Variante
Geschwindigkeitsfeld und Druckverteilung

Darcygeschwindigkeiten (u*0.5)

Maßstab

Y-Richtung \leftarrow 0.5800 m/s

Y-Richtung \rightarrow 0.0058 m/s

Z-Richtung \uparrow 0.0834 m/s

Z-Richtung \downarrow 0.0008 m/s

X-Richtung \uparrow 0.5769 m/s



Ewachermergel - Kimmeridge

Ton, undurchlässige Bereiche

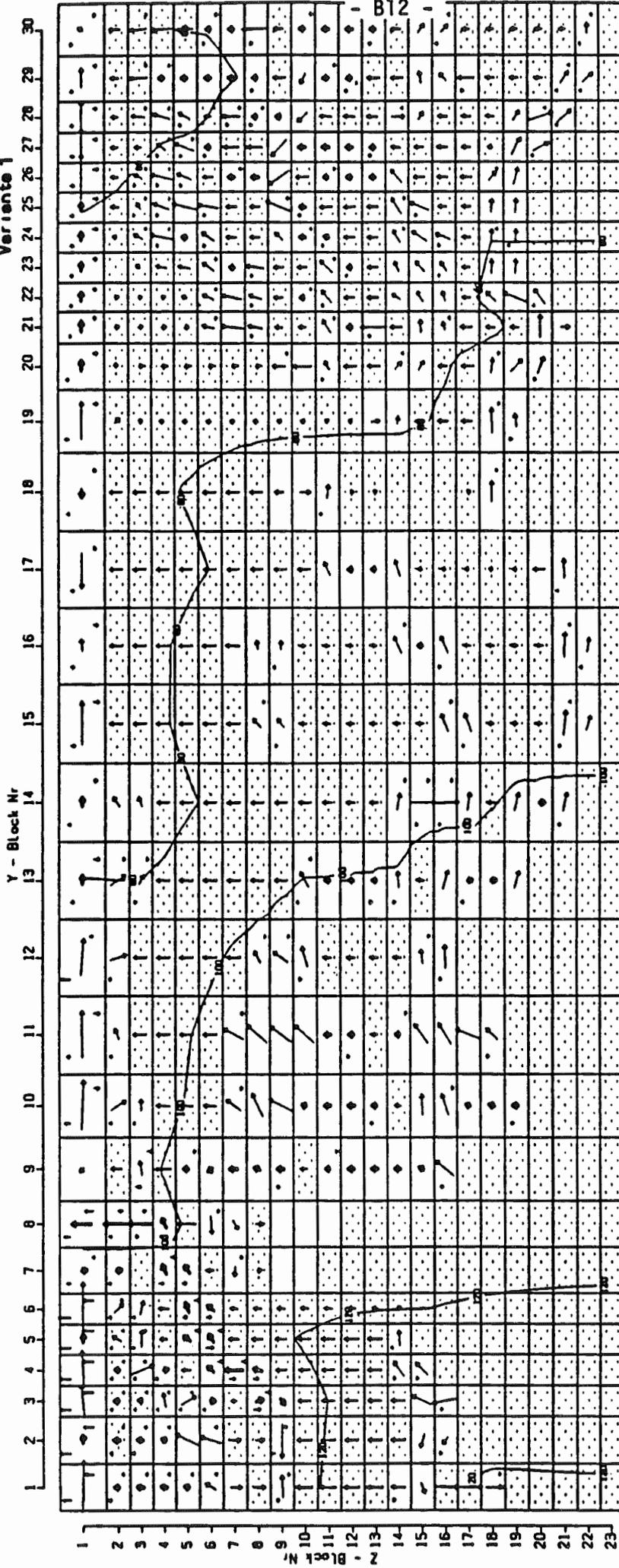


sonstige Gesteine

Schnitt 12 5500. bis 10250. m

Übersichtsmodell Konrad

Variante 1



Darcygeschwindigkeiten (m/s)

Meßstab

Y-Richtung 0.2340 m/s

Z-Richtung 0.0023 m/s

X-Richtung 0.0004 m/s

Meßstab horizontal 1:5, 1:6, 1:5, 1:4

Meßstab vertikal 1:0.2, 1:0.1, 1:0.1

10 — = Druck in mFS bezogen auf NN

Abb. 1 - 12: Übersichtsmodell, Variante Geschwindigkeitsfeld und Druckverteilung

B12

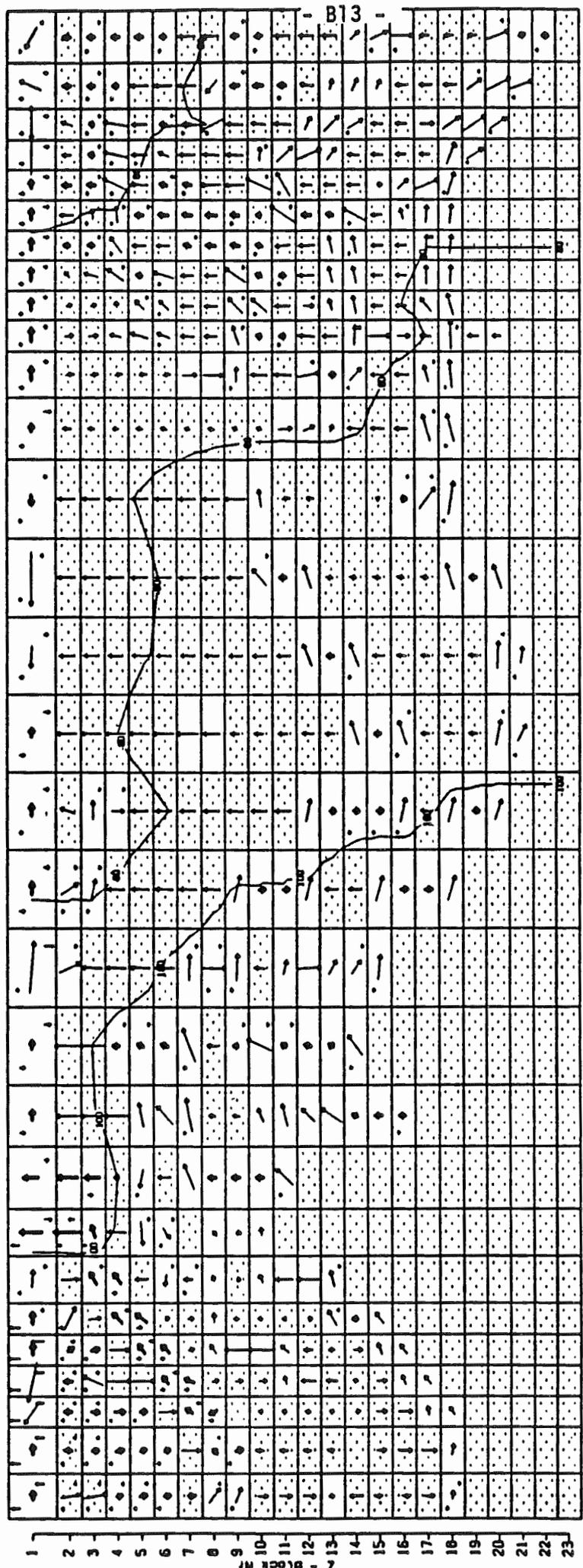
Schnitt 13 10250. bis 11000. m

Uebereichsmodell Konrad

Variante 1

Y - Block Nr

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 26 27 28 29 30



Eocemmergel, Kimmeridge
 Ton, undurchlässige Bereiche
 sonstige Gesteine

Darcygeschwindigkeiten (u=0.5l)
 Maßstab
 Y-Richtung \rightarrow 0.2264 m/s
 Z-Richtung \uparrow 0.0023 m/s
 X-Richtung \uparrow 0.0213 m/s
 Z-Richtung \uparrow 0.0002 m/s
 X-Richtung \uparrow 0.8297 m/s

1.5 1.0 0.5
 0.2 0.1 0.05
 — 10 — = Druck in mUS bezogen auf NH
 Abb. 1 - 13: Uebereichsmodell, Variante
 Geschwindigkeitsfeld und Druckverteilung

2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13

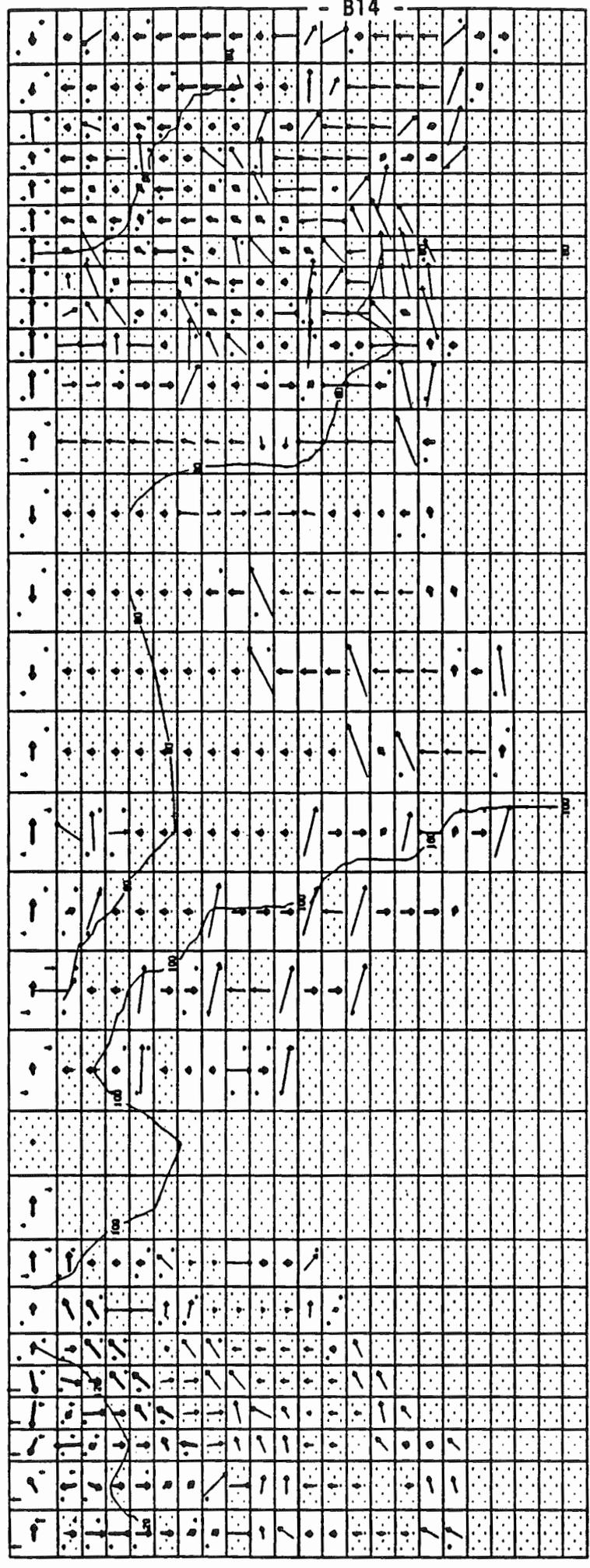
Schnitt 14 11000. bis 12000. m

Uebereichsmodell Konrad

Variante 1

Y - Block Nr

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 26 27 28 29 30



Darcygeschwindigkeiten (use 0.5)
 Maßstab
 Y-Richtung 0.2276 m/s
 Z-Richtung 0.0023 m/s
 X-Richtung 0.0042 m/s
 Z-Richtung 0.6000 m/s
 X-Richtung 0.8297 m/s

Emachermergel + Kiemeridge
 Ton, undurchlässige Bereiche
 sonstige Gesteine

1.5 1.5 1.0 m Maßstab horizontal
 0.2 0.1 0.1 m Maßstab vertikal
 — 10 — Druck in m/s bezogen auf MN
 Abb. 1 - 14: Uebereichsmodell, Variante Geschwindigkeitsfeld und Druckverteilung

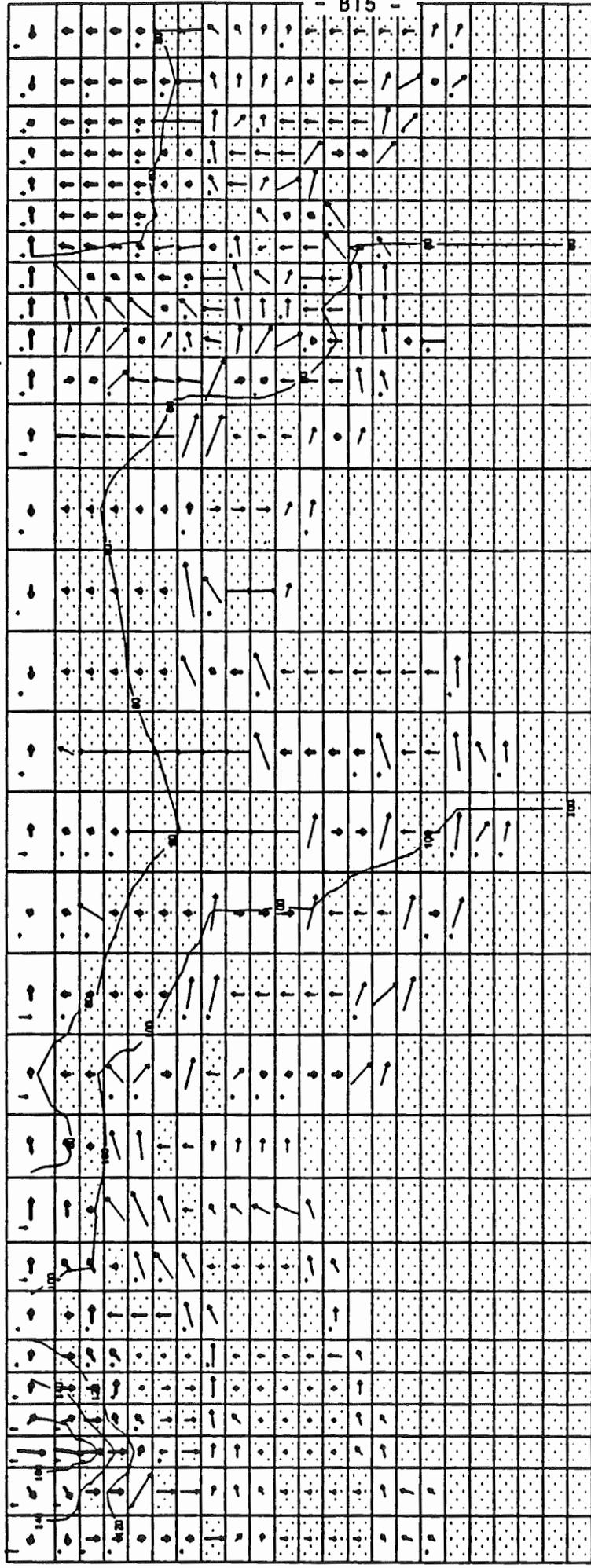
Schnitt 15 12000. bis 13500. m

Uebereichtemodell Konrad

Variante 1

Y - Block Nr

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 26 27 28 29 30



Darcygeschwindigkeiten ($u=0.5$)

Maßstab	→	0.2669	m/s
Y-Richtung	↑	0.0027	m/s
Z-Richtung	↑	0.0094	m/s
X-Richtung	↑	0.0001	m/s
	↑	0.4141	m/s

Maßstab horizontal
Maßstab vertikal
= Druck in mNS bezogen auf NN

Eschermergel - Kimmeridge
Ton. undurchlässige Bereiche
sonstige Gesteine

Abb. 1 - 15 : Uebereichtemodell, Variante Geschwindigkeitsfeld und Druckverteilung

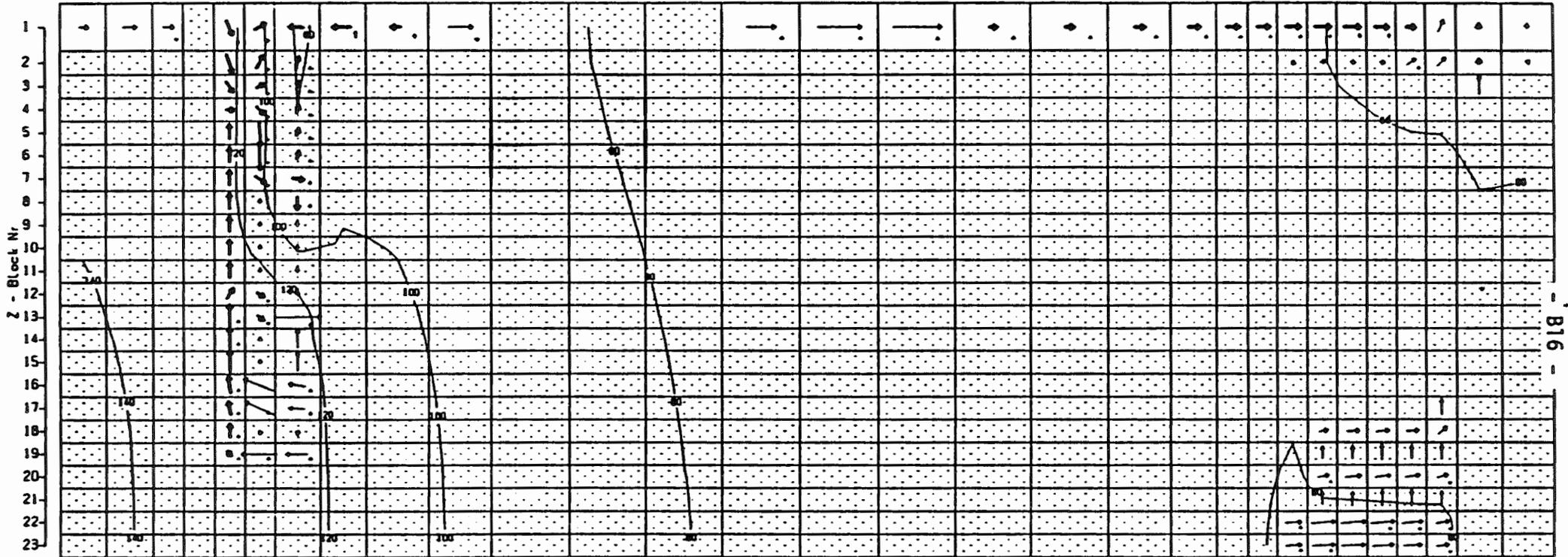
Schnitt 1 0. bis 1000. m

Übersichtsmodell Konrad

Variante 2

Y - Block Nr

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 26 27 28 29 30



B16

1.5 1.5 1.0 m Maßstab horizontal

0.2 0.1 0.1 m Maßstab vertikal

— 10 — = Druck in m/s bezogen auf NN

Abb. 2 - 1 : Übersichtsmodell, Variante 2
Geschwindigkeitsfeld und druckverteilung

Darcygeschwindigkeiten (u=0.5)

Maßstab	Symbol	Value	Unit
Y-Richtung	→	0.2625	m/s
Y-Richtung	←	0.0026	m/s
Z-Richtung	↑	0.0106	m/s
Z-Richtung	↓	0.0001	m/s
X-Richtung	?	0.8242	m/s

- Eocharnergel, Kiemeridge
- Ton, undurchlässige Bereiche
- sonstige Gesteine

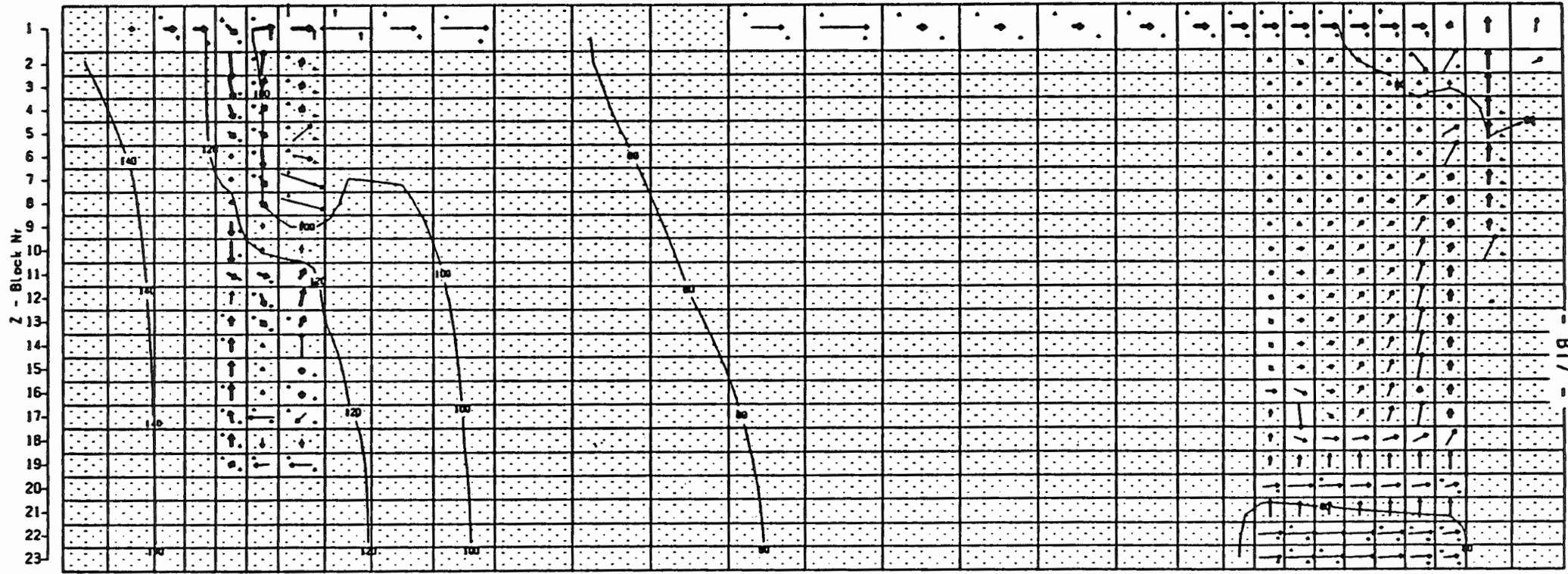
Schnitt 2 1000. bis 1750. m

Übersichtsmodell Konrad

Variante 2

Y - Block Nr

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 26 27 28 29 30



1.5 1.5 1.0 m Maßstab horizontal
 0.2 0.1 0.1 m Maßstab vertikal

— 10 — = Druck in mVS bezogen auf NN

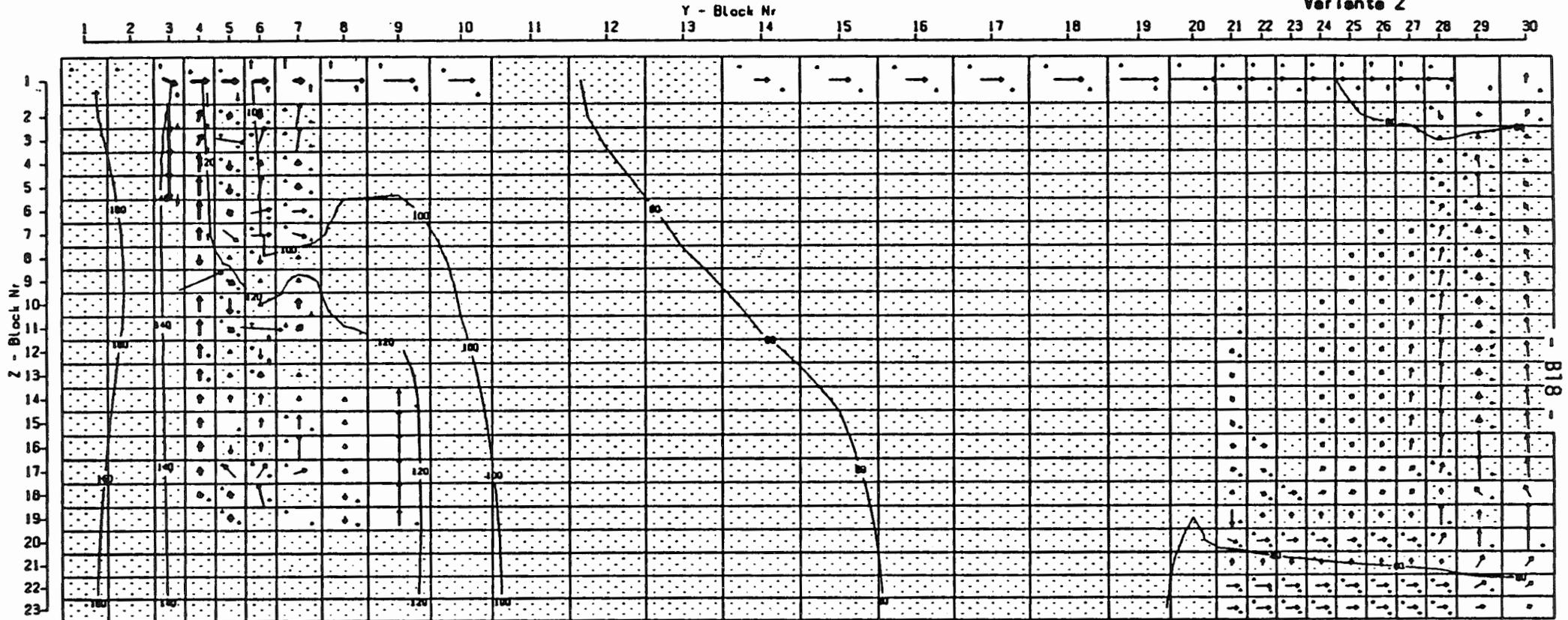
Abb. 2 - 2 : Übersichtsmodell . Variante 2
 Geschwindigkeitsfeld und druckverteilung

Darcygeschwindigkeiten ($\mu=0.5$)
 Maßstab
 Y-Richtung → 0.2891 m/s
 Y-Richtung ↑ 0.0029 m/s
 Z-Richtung ↑ 0.0092 m/s
 Z-Richtung ↓ 0.0001 m/s
 X-Richtung ↑ 0.8242 m/s

Eschermergel . Kimmeridge
 Ton. undurchlässige Bereiche
 sonstige Gesteine

Schnitt 3 1750. bis 2500. m

Uebersichtsmodell Konrad
Variante 2



1.5 1.5 1.0 m Maßstab horizontal

0.2 0.1 0.1 m Maßstab vertikal

— 10 — = Druck in mVS bezogen auf NN

Abb. 2 - 3 : Uebersichtsmodell . Variante 2
Geschwindigkeitsfeld und Druckverteilung

Darcygeschwindigkeiten (u=0.5)

Maßstab

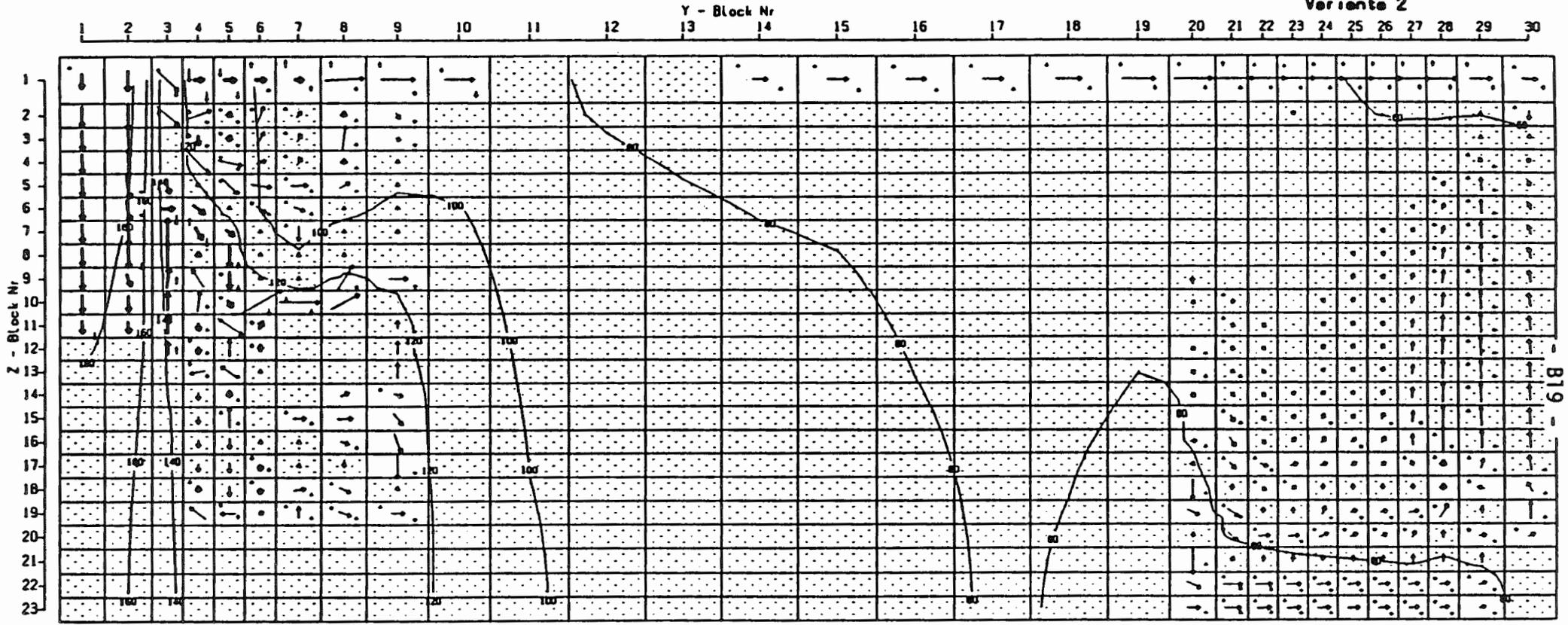
Y-Richtung	→	1.3411	m/s
Z-Richtung	↑	0.0134	m/s
Z-Richtung	↓	0.0671	m/s
X-Richtung	↑	0.0007	m/s
X-Richtung	↓	0.8187	m/s

- Emscherergel . Kimmeridge
- Ton. undurchlässige Bereiche
- sonstige Gesteine

Schnitt 4 2500. bis 3250. m

Übersichtsmodell Konrad

Variante 2



1.5 1.5 1.0 m Maßstab horizontal
 0.2 0.1 0.1 m Maßstab vertikal

— 10 — = Druck in mVS bezogen auf NN

Abb. 2 - 4 : Übersichtsmodell, Variante 2
 Geschwindigkeitsfeld und Druckverteilung

Darcygeschwindigkeiten ($\mu=0.5$)
 Maßstab

Y-Richtung	→	0.6235	m/s
Y-Richtung	↑	0.0062	m/s
Z-Richtung	→	0.0789	m/s
Z-Richtung	↑	0.0008	m/s
X-Richtung	↑	0.8187	m/s

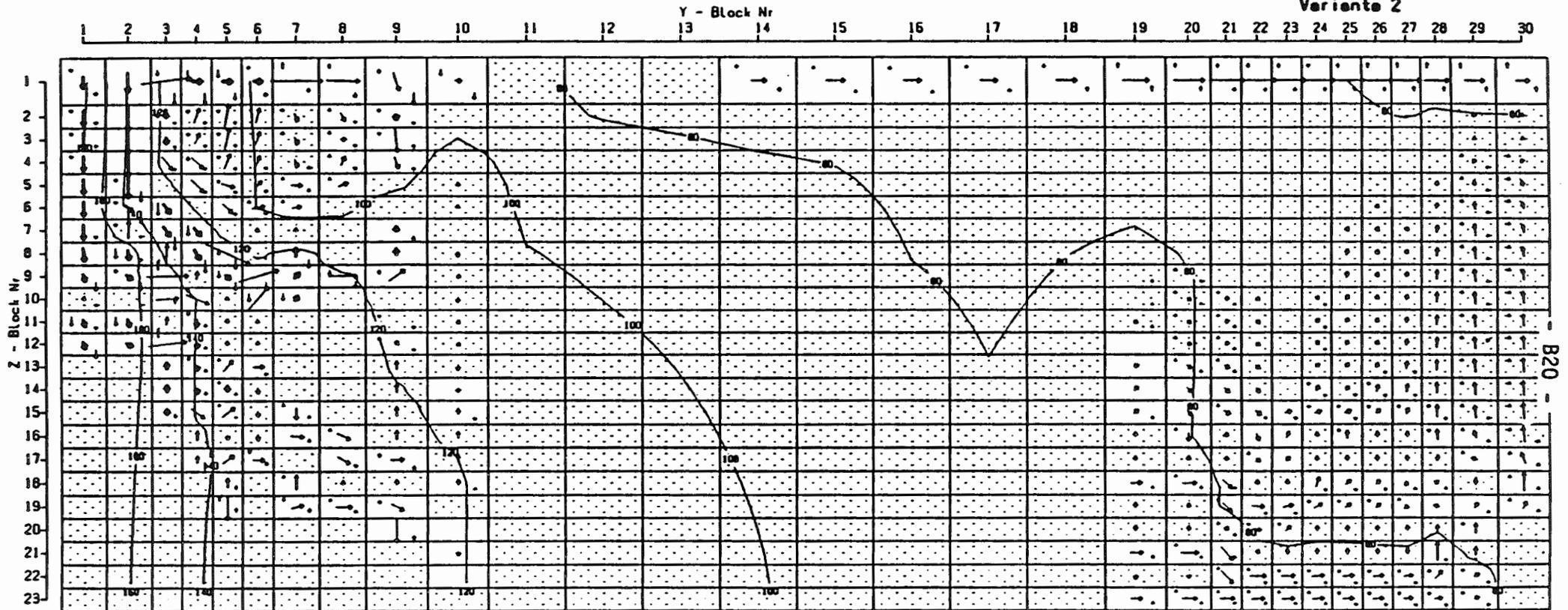
- Eocenermergel, Kimmeridge
- Ton. undurchlässige Bereiche
- sonstige Gesteine

B19

Schnitt 5 3250. bis 4000. m

Übersichtsmodell Konrad

Variante 2



1.5 1.5 1.0 m Maßstab horizontal

0.2 0.1 0.1 m Maßstab vertikal

— 10 — = Druck in mVS bezogen auf MN

Abb. 2 - 5 : Übersichtsmodell, Variante 2
Geschwindigkeitsfeld und Druckverteilung

Darcygeschwindigkeiten ($\mu=0.5$)

Maßstab

Y-Richtung	→	0.5573	m/e
Y-Richtung	←	0.0056	m/e
Z-Richtung	↑	0.1048	m/e
Z-Richtung	↓	0.0010	m/e
X-Richtung	↑	0.4322	m/e



Emschermergel, Kimmeridge
Ton, undurchlässige Bereiche

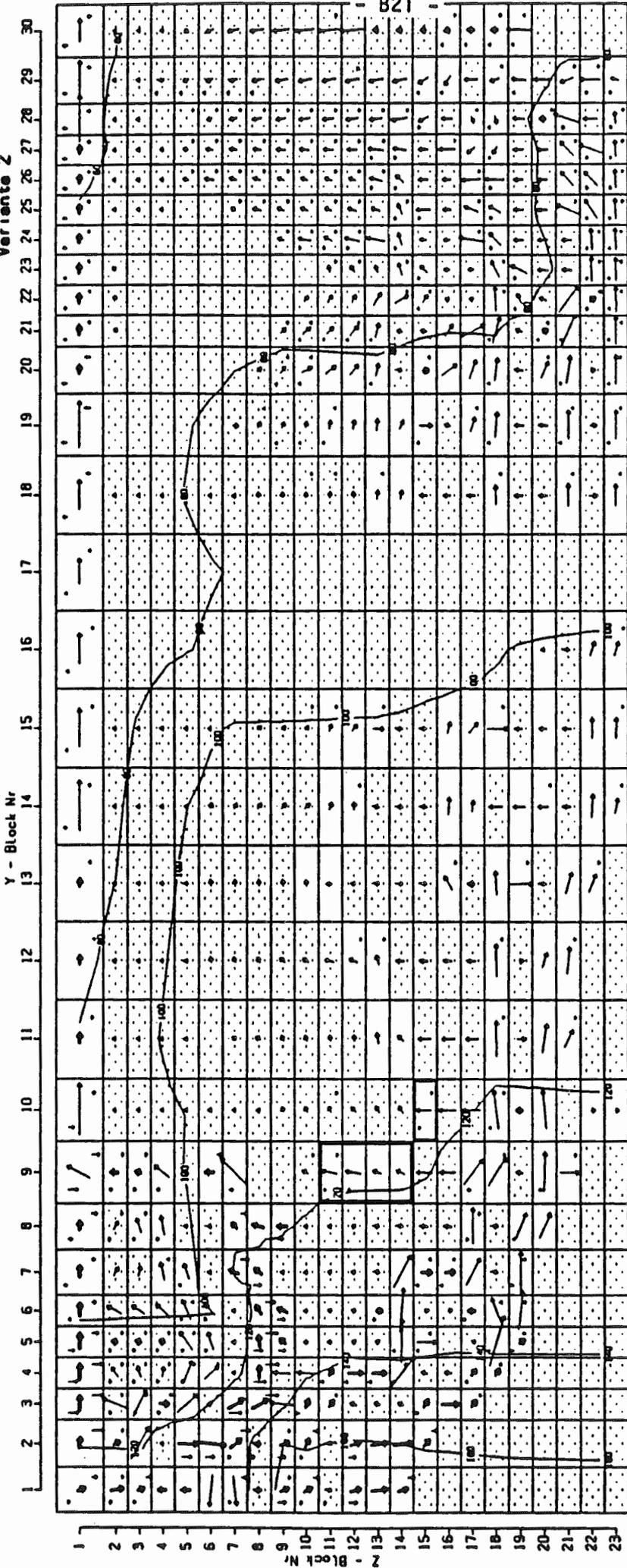


sonstige Gesteine

B20

Schnitt 6 4000. bis 5000. m

Uebereichsmodell Konrad
Variante 2



Darcygeschwindigkeiten (use=0.5)	
Maßstab	
Y-Richtung	0.4791 m/s
Z-Richtung	0.0048 m/s
X-Richtung	0.0301 m/s
	0.0003 m/s
	0.4829 m/s

Maßstab horizontal
Maßstab vertikal
o Druck in mUS bezogen auf NN
Abb. 2 - 6 : Uebereichsmodell, Variante 2
Geschwindigkeitsfeld und Druckverteilung

- Eocheimergel, Kimerridge
- sonstige Gesteine
- Einlagerungsbereich
- Ton, undurchlässige Bereiche

B21

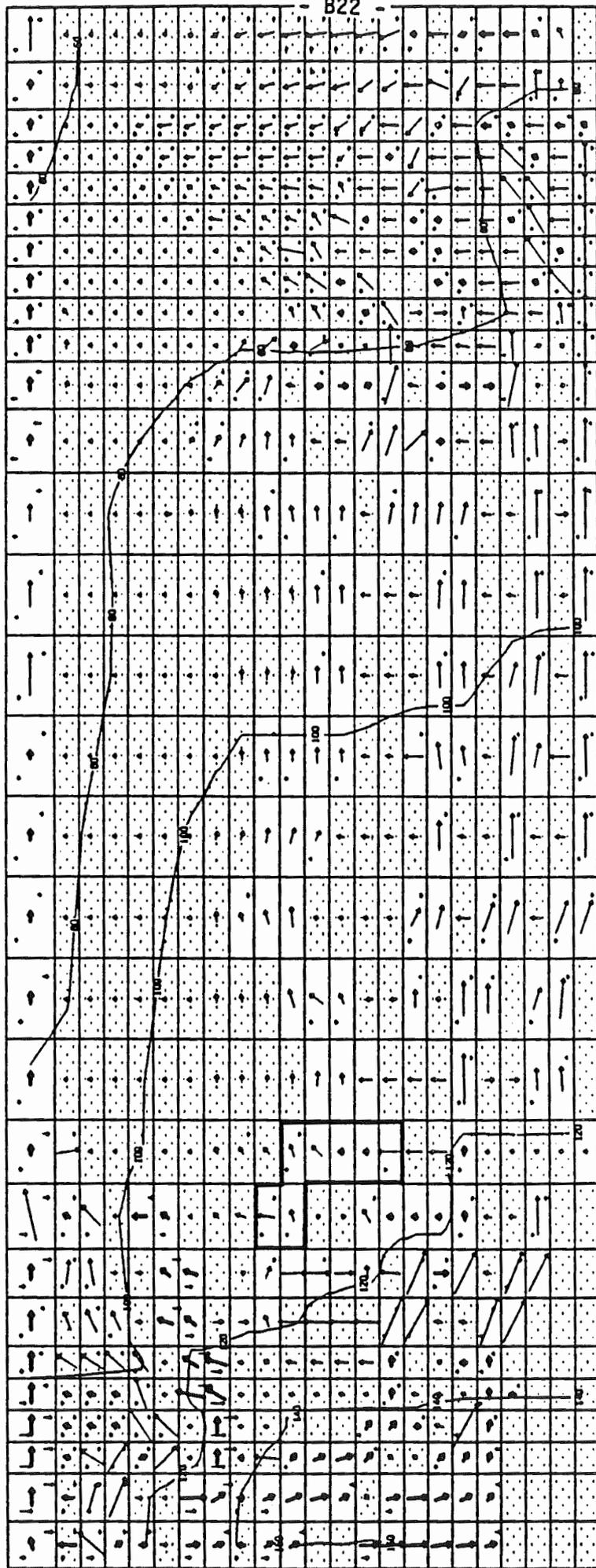
Schnitt 7 5000. bis 6000. m

Uebersichtsmodell Konrad

Variante 2

Y - Block Nr

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 26 27 28 29 30



B22

Darcygeschwindigkeiten (u=0.5)

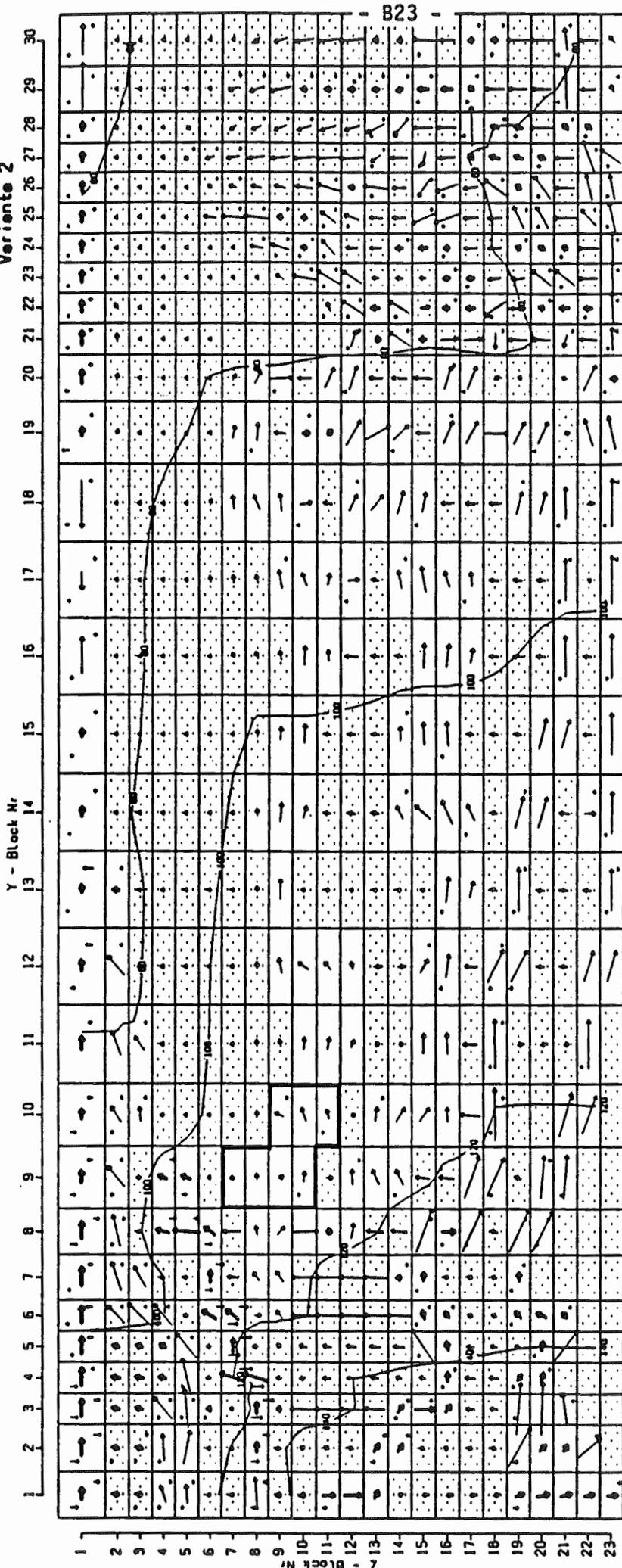
Meßstab	Y-Richtung	Z-Richtung	X-Richtung
→	0.3634 m/s	0.0036 m/s	0.0139 m/s
↑		0.0001 m/s	0.4829 m/s

1.5 1.5 1.0 m Meßstab horizontal
 0.2 0.1 0.1 m Meßstab vertikal
 — 10 — = Druck in m/s bezogen auf NN
 Abb. 2 - 7 : Uebersichtsmodell - Variante 2
 Geschwindigkeitfeld und Druckverteilung

Emehermergel - Kimmeridge
 Ton. undurchlässige Bereiche
 sonstige Gesteine
 Einlagerungsbereich

Schnitt 8 6000. bis 7000. m

Uebersichtsmodell Konrad
Variante 2



B23

Einlagerungsbereich
 Eochehergest. + Kiemeridge
 Ton, undurchlässige Bereiche
 sonstige Gesteine

Der cycgeschwindigkeiten (u=0,5)
 Maßstab
 Y-Richtung → 0.3470 m/e
 Y-Richtung ↑ 0.0035 m/e
 Z-Richtung ↑ 0.0141 m/e
 Z-Richtung ↓ 0.0001 m/e
 X-Richtung ↓ 0.4798 m/e

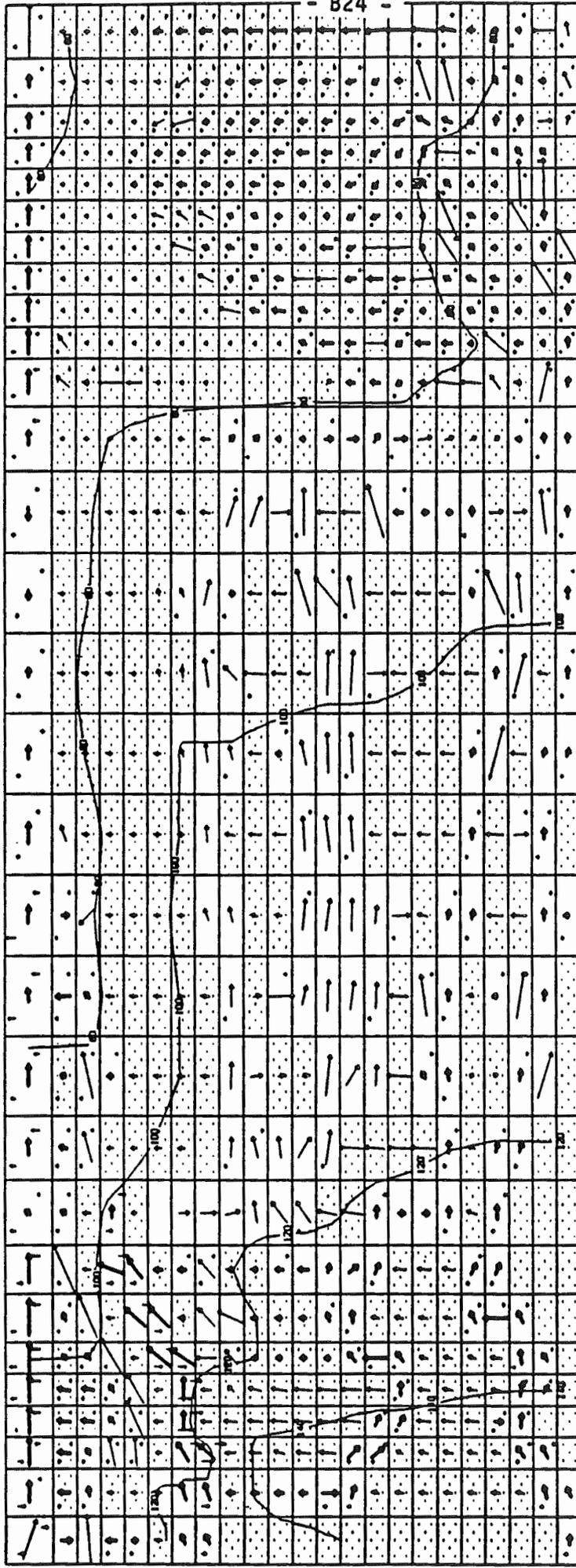
Maßstab horizontal
 Maßstab vertikal
 = Druck in mS bezogen auf 1M
 Abb. 2 - 8 : Uebersichtsmodell, Variante 2
 Geschwindigkeitsfeld und druckverteilung

Schnitt 9 7000. bis 8000. m

Uebereichsmodell Konrad

Variante 2

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 26 27 28 29 30



Easchermergel - Kimmeridge
 Ton. undurchlässige Bereiche
 sonstige Gesteine

Derzgeschwindigkeiten $\mu = 0.51$
 Maßstab
 Y-Richtung 0.4004 m/s
 Y-Richtung 0.0040 m/s
 Z-Richtung 0.0041 m/s
 Z-Richtung 0.0000 m/s
 X-Richtung 0.4711 m/s

1:5 1:1.5 1:0.5
 Maßstab horizontal
 1:1 1:0.5 1:0.25
 Maßstab vertikal
 = Druck in mS bezogen auf NH
 Abb. 2 - 9 : Uebereichsmodell - Variante 2
 Geschwindigkeitsfeld und Druckverteilung

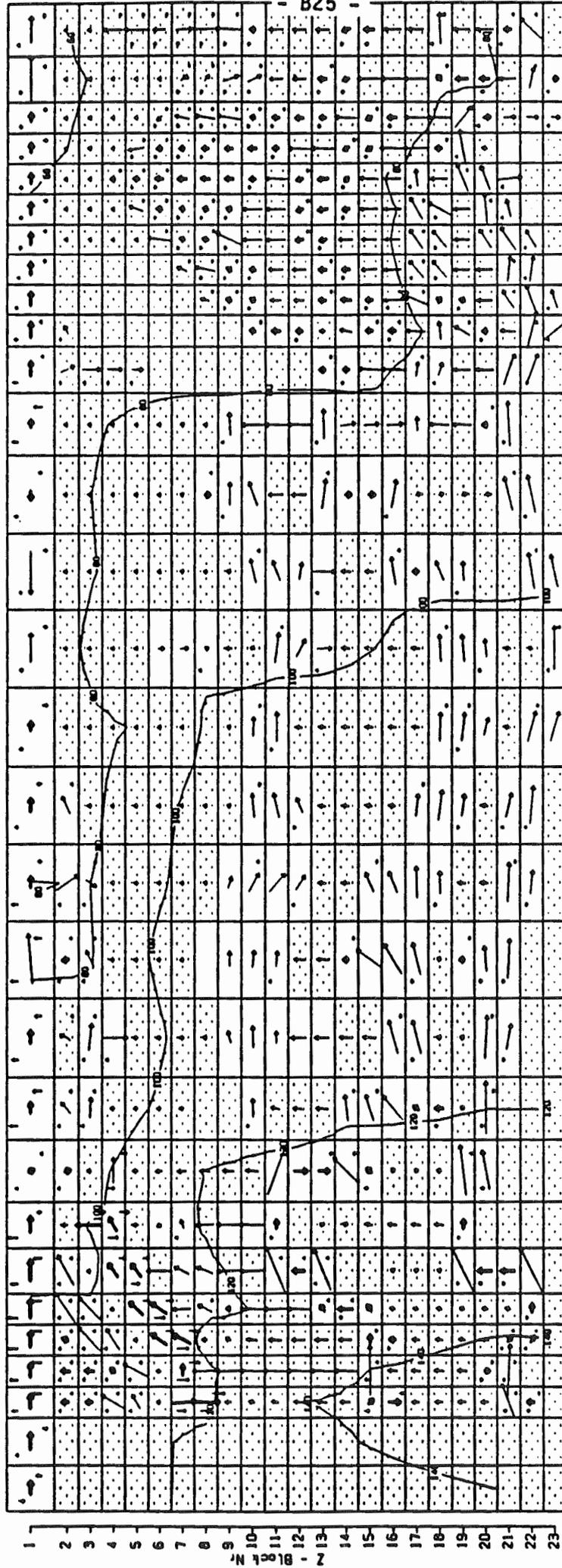
2 - Block Nr

Schnitt 10 6000. bis 6750. m

Uebereichtsmodell Konrad

Variante 2

Y - Block Nr



B25

Eisenerzergel - Krammeridge
 Ton. undurchlässige Bereiche
 eonetige Gesteine

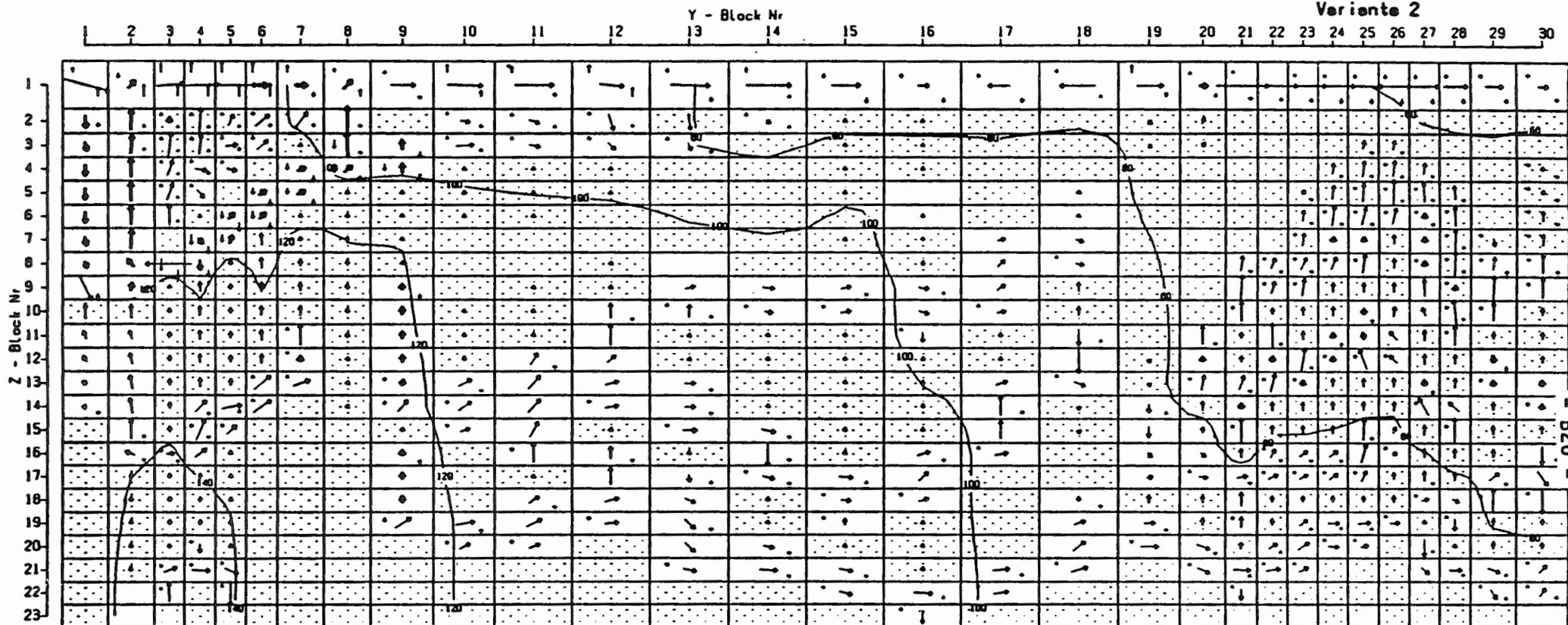
Darcygeschwindigkeiten (see 0.5)
 Maßstab
 Y-Richtung \rightarrow 0.4429 m/s
 Y-Richtung \uparrow 0.0044 m/s
 Z-Richtung \uparrow 0.0141 m/s
 Z-Richtung \uparrow 0.0001 m/s
 X-Richtung \uparrow 0.4784 m/s

1:5 1.5 1.0 0.5 m Maßstab horizontal
 0.2 0.1 0.05 m Maßstab vertikal
 — 10 — = Druck in mS bezogen auf MN
 Abb. 2 - 10: Uebereichtsmodell - Variante 2
 Geschwindigkeitsfeld und Druckverteilung

Schnitt 11 0750. bis 9500. m

Übersichtsmodell Konrad

Variante 2



1.5 1.5 1.0 m Maßstab horizontal

0.2 0.1 0.1 m Maßstab vertikal

— 10 — = Druck in mVS bezogen auf NN

Abb. 2 - 11: Übersichtsmodell, Variante 2
Geschwindigkeitsfeld und Druckverteilung

Darcygeschwindigkeiten ($\mu=0.5$)

Maßstab

Y-Richtung \rightarrow 0.5780 m/a

Y-Richtung \leftarrow 0.0058 m/a

Z-Richtung \uparrow 0.0854 m/a

Z-Richtung \downarrow 0.0009 m/a

X-Richtung \uparrow 0.5754 m/a

Emschermergel, Kimmeridge

Ton, undurchlässige Bereiche

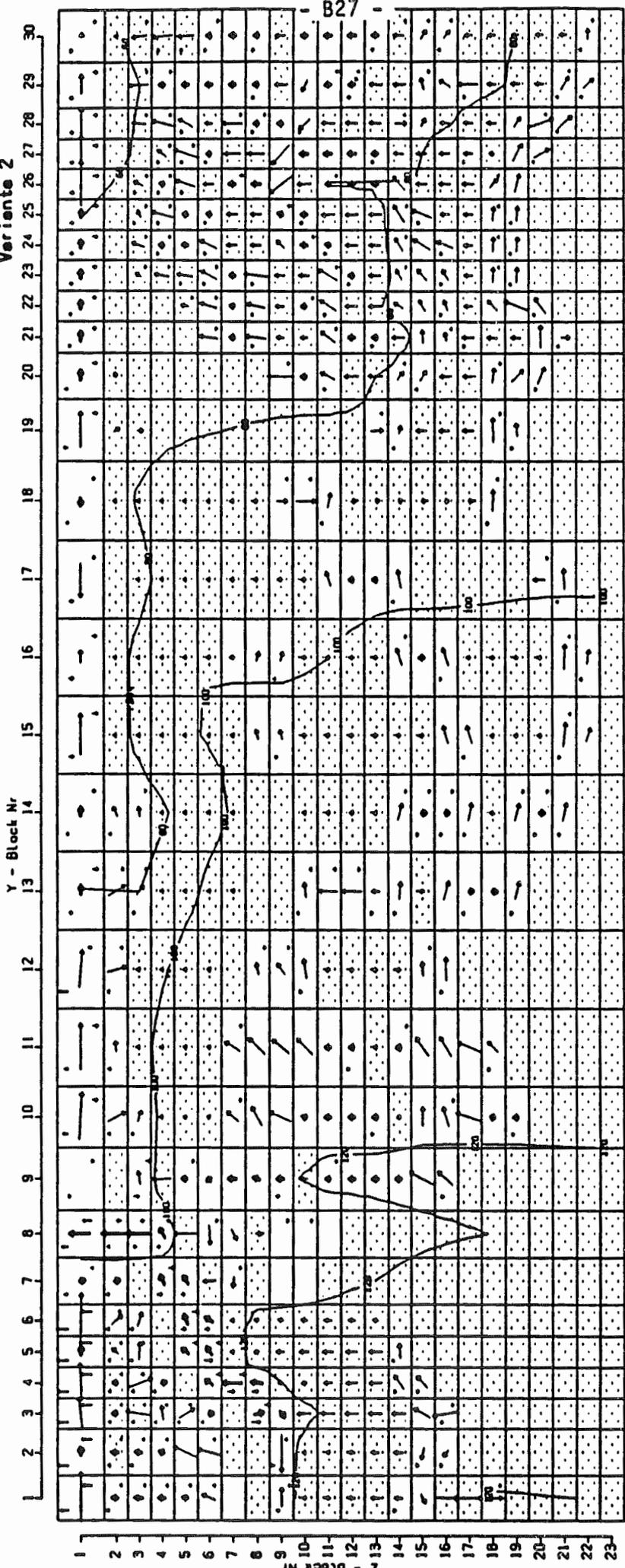
sonstige Gesteine

B26

Schnitt 12 9500. bis 10250. m

Uebereichtmodell Konrad

Variante 2



Eecheergerel, Kimeridge
 Ton. undurchlässige Bereiche
 sonstige Gesteine

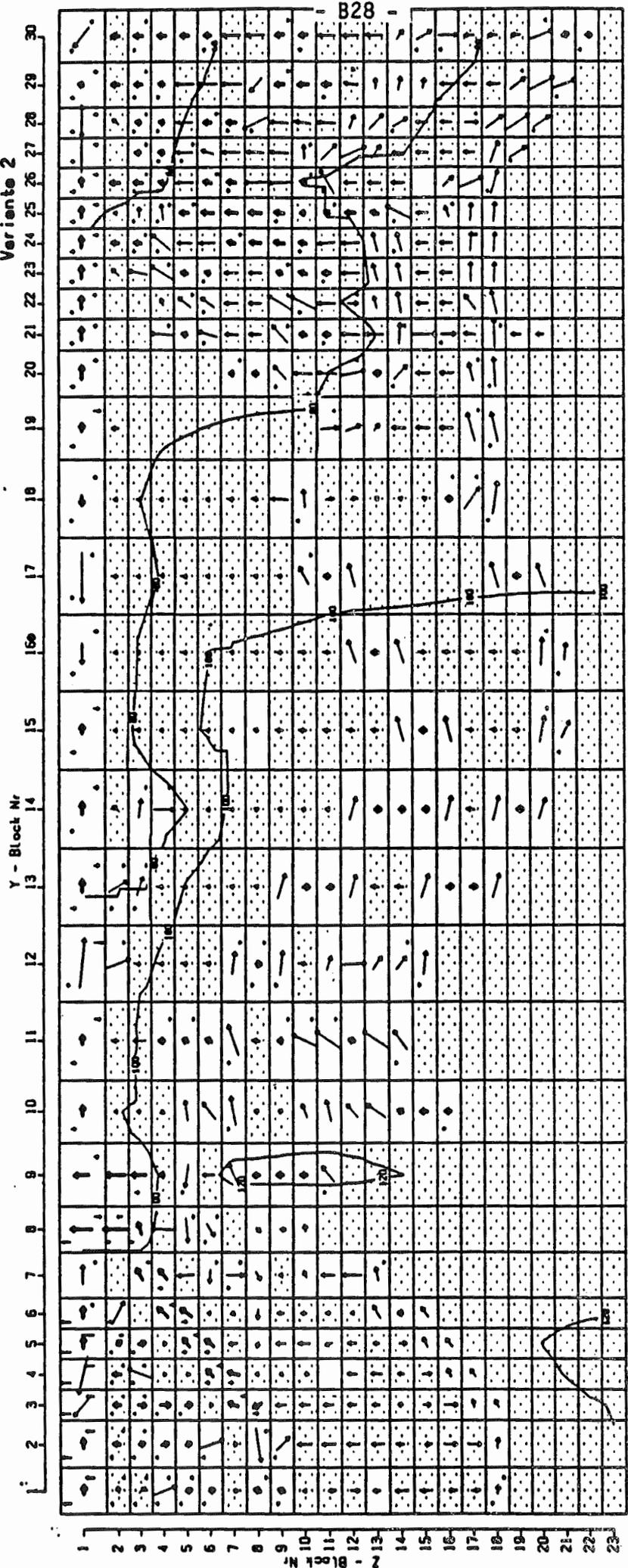
Darcygeschwindigkeiten $1 \text{ us} = 0.51$
 Maßstab
 Y-Richtung \rightarrow 0.2321 m/s
 Y-Richtung \uparrow 0.0023 m/s
 Z-Richtung \uparrow 0.0429 m/s
 Z-Richtung \downarrow 0.0004 m/s
 X-Richtung \downarrow 0.6338 m/s

1.5 1.0 0.5 m Maßstab horizontal
 0.2 0.1 0.05 m Maßstab vertikal
 — 90 — = Druck in mNS bezogen auf MH
 Abb. 2 - 12: Uebereichtmodell, Variante 2
 Geschwindigkeitsfeld und Druckverteilung

B27

Schnitt 13 10250. bis 11000. m

Uebereichtsmodell Konrad
Variante 2



Darcygeschwindigkeiten (m/s)

Maßstab	→	0.2240	m/s
Y-Richtung	↑	0.0022	m/s
Z-Richtung	↓	0.0213	m/s
X-Richtung	↑	0.0002	m/s
	↓	0.8282	m/s

Maßstab horizontal
Maßstab vertikal

Druck in mD5 bezogen auf MN

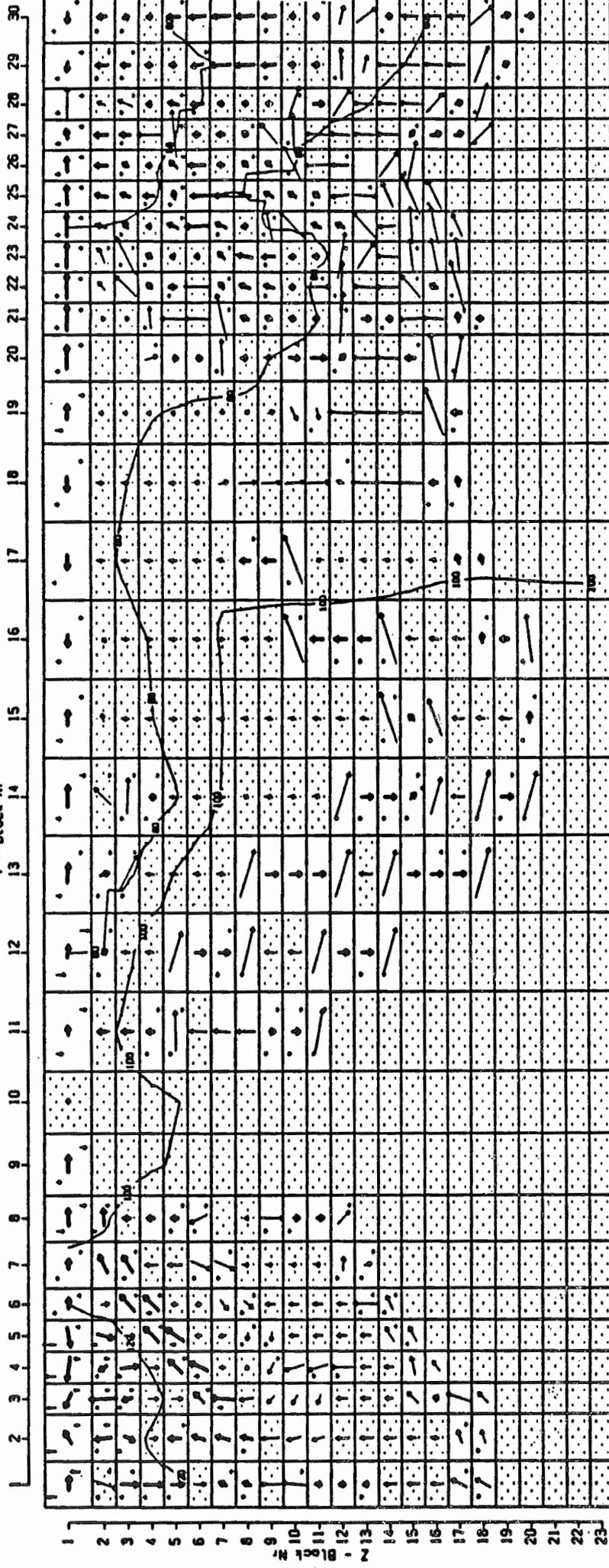
Abb. 2 - 13: Uebereichtsmodell, Variante 2
Geschwindigkeitsfeld und Druckverteilung

Schnitt 14 11000. bis 12000. a

Ubersichtsmodell Konrad

Variante 2

Y - Block Nr



Darcygeschwindigkeiten (u=0.5)	
Maßstab	
Y-Richtung	0.2263 a/e
Z-Richtung	0.0023 a/e
X-Richtung	0.0046 a/e
	0.0000 a/e
	0.8282 a/e

- Eiseckerergel + Kimmeridge
- Ton. unburchlässige Bereiche
- eiszeitige Gesteine

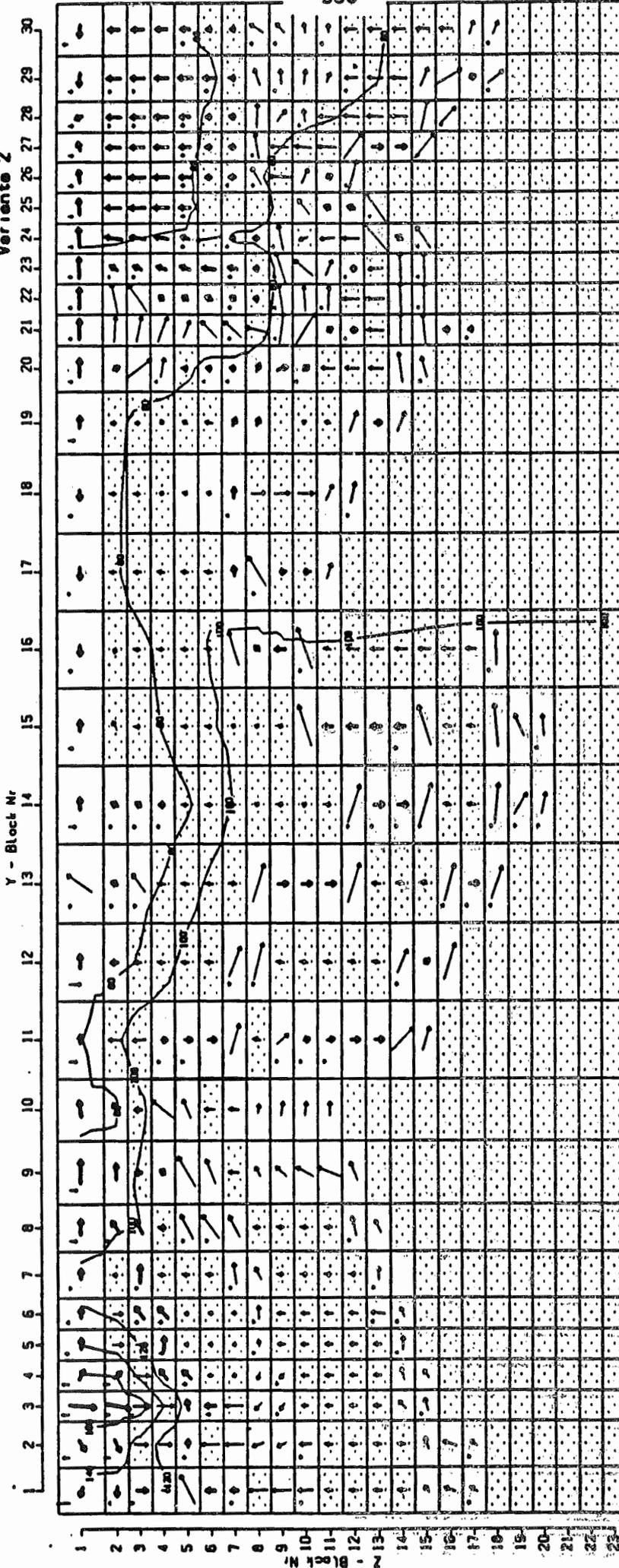
1:5 1.5 1.5 km Maßstab horizontal
 0.2 0.1 0.1 km Maßstab vertikal

— Druck in aufS bezogen auf NH

Abb. 2 - 14: Übersichtsmodell, Variante 2
 Geschwindigkeitsfeld und Druckverteilung

Schnitt 15 12000 bis 15500. a

Uebereichsmodell Konrad
Variante 2



1:5 1:0 m Maßstab horizontal
 1:50 1:10 m Maßstab vertikal
 — Druck in aufsteigenden auf 30l
 Abb. 2 - 15: Uebereichsmodell, Variante 2
 Geschwindigkeitsfeld und Druckverteilung

Darcygeschwindigkeiten $l \cdot sec^{-1}$
 Maßstab
 Y-Richtung \rightarrow 0.2640 m/e
 Y-Richtung \uparrow 0.0026 m/e
 Z-Richtung \uparrow 0.0072 m/e
 X-Richtung \uparrow 0.0001 m/e
 X-Richtung \downarrow 0.4162 m/e

Eschehergel, Kimmeridge
 Ton, undurchlässige Bereiche
 sonstige Gesteine